

Departamento de Ingeniería Forestal.  
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Forestal y  
del Medio Natural

**ANÁLISIS DE LA DEGRADACIÓN, DESINTEGRACIÓN  
Y BIODEGRADABILIDAD DE BOLSAS DE POLIÉSTER  
Y ALMIDÓN EN COMPOSTAJE DE RESIDUOS  
URBANOS: ESCALAS DE LABORATORIO E  
INDUSTRIAL.**

Autor: Aida Fernando de Fuentes  
Licenciada en Ciencias Ambientales

Director de tesis: José Vicente López Álvarez  
Doctor ingeniero de montes

Año 2015

## *AGRADECIMIENTOS*

En primer lugar, quiero agradecer y dedicar esta tesis a los compañeros y amigos que me han acompañado durante este viaje, porque sin su ayuda, conocimiento, apoyo, motivación y alegría no habría podido sacar este trabajo adelante: Cristina, Ester, Sara, Víctor, Verónica, Rocío, Rosa, Jesús, Jaime, Alicia y Juan Carlos. A todos vosotros, un enorme ¡GRACIAS!

A la familia, papá, mamá, Adrián, por fortalecerme día a día, por vuestra ayuda, apoyo y comprensión, sobre todo por los ratos que no he podido compartir con vosotros y algún momento de mal humor. ¡Gracias de corazón!

Al personal de las plantas de Torija y Arenas de San Pedro: Mariano, Raúl y Susana, por vuestro apoyo al proyecto y ayuda en esos momentos en los que la experiencia es un grado. ¡Gracias!

A los profesores de la ETSI de Montes que me han ayudado y orientado: Paz Andrés, Susana Martín, Manuel Cortijo y Paz Arraiza. ¡Gracias!

A Ecoembes, por abrirme la puerta del complicado mundo de los residuos y facilitar los recursos que he necesitado para el desarrollo de este interesante proyecto. ¡Gracias!

Y por supuesto, a mi Director de tesis, José Vicente López, por confiar en mi hasta el final y darme la oportunidad de vivir esta experiencia enriquecedora en todos los aspectos. Por todo esto y más, ¡Gracias!

# ÍNDICE

---

ÍNDICE.....	III
RESUMEN .....	V
SUMMARY.....	VII
GLOSARIO .....	IX
ABREVIATURAS .....	XII
CAPÍTULO I. PRESENTACIÓN.....	15
1.1. Introducción .....	16
1.1.1. Marco socio-económico, político y ambiental .....	19
1.1.2. Los bioplásticos .....	20
1.1.3. Los polímeros con base de almidón (Starch-based) .....	37
1.1.4. Sistemas de compostaje industrial: Pila y Túnel.....	47
1.2. Hipótesis de trabajo .....	66
CAPÍTULO II. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA.....	69
2.1. Antecedentes .....	70
2.2. Justificación de la investigación y beneficios esperados .....	75
2.3. Alcance de la investigación .....	76
CAPÍTULO III. OBJETIVOS.....	77
3.1. Objetivo general .....	78
3.2. Objetivos específicos .....	78
CAPÍTULO IV. MATERIALES Y METODOS.....	79
4.1. Material de estudio.....	80
4.2. Enfoque metodológico .....	87
4.2.1. Ensayos de laboratorio .....	93

4.2.2.	Compostaje en pila volteada a escala industrial.....	107
4.2.3.	Compostaje en túnel a escala industrial.....	121
4.3.	MÉTODOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS: ESTUDIO A ESCALA INDUSTRIAL.....	137
4.3.1.	Porcentaje de desintegración.....	138
4.3.2.	Nivel de degradación .....	140
4.3.3.	Calidad del material bioestabilizado .....	141
CAPÍTULO V.	RESULTADOS Y ANÁLISIS .....	147
5.1.	Resultados y discusión .....	148
5.1.1.	Biodegradabilidad bajo condiciones controladas (ISO 14855-1: 2005) .....	148
5.1.2.	Compostaje en pila.....	155
5.1.3.	Compostaje en túnel .....	179
5.2.	Análisis estadístico de resultados .....	198
5.2.1.	Metodología de análisis.....	198
5.2.2.	Análisis estadístico .....	199
CAPÍTULO VI.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	209
6.1.	Conclusiones .....	210
6.2.	Recomendaciones y nuevas líneas de investigación.....	213
CAPÍTULO VII.	BIBLIOGRAFÍA.....	214
7.1.	Leyes y normas.....	215
7.2.	Publicaciones científicas .....	217
ANEXO I.	MÉTODOS ANALÍTICOS.....	235
ANEXO II.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO .....	239
ANEXO III.	REPORTAJE FOTOGRÁFICO .....	351

## RESUMEN

---

El principal objetivo de esta tesis es verificar que las bolsas biodegradables de copoliéster (PBAT) con base de almidón (UNE 13432: 2001) alcanzan los niveles de degradación y desintegración requeridos para su certificación ( $\%D = \geq 90\%$ ), medido en condiciones reales de compostaje industrial. Para lograr mayor representatividad, los ensayos se han realizado en dos plantas de tratamiento de residuos urbanos en las que se aplican las técnicas de compostaje más comunes en el ámbito europeo y nacional, pila y túnel, mediante el compostaje de la FORSU.

Se llevaron a cabo dos tipos de ensayos. Por un lado se realizó un ensayo escala de laboratorio (ISO 14855), orientado como indicador de la biodegradabilidad del polímero en el formato bolsa comercializado. Por otro lado, se desarrollaron una batería de ensayos realizados en dos plantas de compostaje de residuos urbanos: el Centro de Tratamiento de Residuos de Torija (Ávila), que realiza el compostaje mediante pila volteada, y el Centro de Tratamiento de Residuos de Arenas de San Pedro (Ávila), que realiza el compostaje en túnel.

Para la obtención de resultados se han contrastado parámetros como el porcentaje de biodegradación ( $\%B$ ), el porcentaje de desintegración ( $\%D$ ), degradación superficial de las muestras, calidad de la FORSU inicial (caracterizaciones y análisis físico-químico) y calidad del MB final (análisis físico-químico e IG).

Atendiendo al objetivo general se demuestra que las bolsas de copoliéster con base de almidón certificadas (UNE EN 13432:2001) han alcanzado el  $94,37\% \pm 0,007\%$  de desintegración en la planta de compostaje de FORSU con pila volteada; y el  $86,36\% \pm 0,151\%$  en la planta de compostaje de FORSU con túnel estático. A pesar de la aparente diferencia, el resultado del análisis concluye que no existen diferencias estadísticamente significativas entre técnicas de compostaje.

La presencia de impropios y el contenido de metales pesados en la FORSU no han influido en la desintegración de las bolsas de estudio. En cambio, se ha detectado una influencia estadísticamente significativa entre el contenido de materia orgánica total y de nutrientes de la FORSU y el porcentaje de desintegración de las muestras.

No se detectado una relación estadísticamente significativa entre la presencia de bolsas de estudio en las concentraciones definidas, y la calidad del MB, medido mediante el análisis físico-químico, microbiológico y el IG del MB.

La concentración de los metales pesados en la mayoría de las muestras de material bioestabilizado cumplió con los límites establecidos para la categoría A, aplicable al “compost” procedente de la fracción orgánica recogida de forma separada según el RD 506/2013 de productos fertilizantes. También se detectó fitotoxicidad alta (FA) según la metodología y criterios de valoración definidos. Esta fitotoxicidad no está relacionada con la presencia de las bolsas de estudio sino con la calidad de la FORSU de partida y/o con los productos liberados durante el proceso de compostaje.

## SUMMARY

---

The main objective of this thesis is to verify that the copolyester (PBAT) starch based (UNE 13432: 2001) biodegradable bags reach levels of degradation and disintegration required for its certification ( $\% D = \geq 90\%$ ), measured in terms of real industrial composting. The tests were performed at two municipal solid waste (MSW) treatment plants, where the most common composting techniques applied at European and national level were represented, windrow and tunnel.

Two types of tests were carried out: First, a laboratory scale test (ISO 14855), as an indicator of the polymer biodegradation of the commercialized bag format. Second, a battery of tests was conducted at two MSW composting plants, Waste Treatment Center of Torija (Guadalajara), that makes compost by turned pile, and the Waste Treatment Center of Arenas de San Pedro (Ávila), where makes compost by static tunnel.

To obtain the results, the parameters such as the biodegradation percentage ( $\% B$ ), the disintegration percentage ( $\% D$ ), surface degradation of the samples, the initial quality of FORSU (characterizations and physico-chemical analysis) and bioestabilized material (MB) quality (physico-chemical analysis and IG) have been compared.

In reference to the general aim It shows that the copolyester starch based certified (UNE-EN 13432) bags have reached  $94.37\% \pm 0.007\%$  of disintegration in the composting turned pile; and  $86.36\% \pm 0.151\%$  in the static tunnel. Despite the apparent difference, the result of the analysis concludes that there are no statistically significant differences between composting techniques.

The presence of non-compostable materials and the heavy metals content in the FORSU has not affected in the disintegration of the bags. Instead, It has been detected a statistically significant influence over the total organic matter content and nutrient content in the FORSU and the samples disintegration percentage.

A statistically significant relationship between the bag presence in the defined concentrations and the quality of MB measured by physical-chemical analysis, microbiological analysis and IG of the MB is not detected.

The concentration of heavy metals in most MB samples was within the limits of A-Class, applicable to "compost" from organic waste collected separately according to RD 506/2013 of fertilizers. High phytotoxicity (FA) was also detected according to the methodology and evaluation defined. The phytotoxicity is not related to the presence of bags but it is with the FORSU initial quality and/or with the products released during the composting process.

## GLOSARIO

---

**Biodegradabilidad aeróbica final.** La descomposición de un compuesto orgánico por microorganismos en presencia de oxígeno en CO<sub>2</sub>, agua y sales minerales.

**Biometanización.** Descomposición de la materia orgánica en metano y dióxido de carbono, entre otros, por la acción de microorganismos en ausencia de oxígeno.

**Biopolímero.** Polímero elaborado a partir de materias primas renovables.

**Cantidad teórica de C generado, ThCO<sub>2</sub>.** Cantidad máxima teórica de CO<sub>2</sub> generado después de la oxidación completa de un compuesto químico calculada a partir de su fórmula molecular y expresada en mg de CO<sub>2</sub> generado por mg o g de compuesto de ensayo.

**Compostaje.** Proceso aeróbico para producir compost.

**Desintegración.** Descomposición física de un material en muchos fragmentos pequeños.

**Dextrinizado.** La dextrinización es el proceso mediante el cual, un almidón sujeto a un calor seco, se rompe en dextrinas (denominadas pirodextrinas).

**Extrusión.** Es un proceso por compresión en el cual se fuerza al material a fluir a través del orificio de un dado para generar un producto largo y continuo cuya forma de la sección transversal queda determinada por la forma de la boquilla.

**Hidrólisis.** Reacción opuesta a la condensación. En química orgánica: cuando una molécula orgánica y el agua reaccionan rompiendo un enlace covalente para formar dos moléculas orgánicas con grupos funcionales que incluyen los átomos de la molécula de agua.

**Impropios.** Residuos presentes en una fracción de recogida separada (envases ligeros, papel/cartón, vidrio o materia orgánica) que no pertenecen a dicha fracción.

**Inyección por moldeo.** Proceso semicontinuo que consiste en inyectar un polímero en estado fundido en un molde cerrado a presión y frío, a través de un orificio pequeño llamado compuerta.

**Sólidos secos totales.** Cantidad de sólidos obtenidos tomando un volumen conocido de material de ensayo o compost y secándolo a unos 105°C a masa constante.

**Sólidos volátiles.** Cantidad de sólidos obtenidos restando el residuo de un volumen conocido de material de ensayo o compost después de incineración a 550°C a partir de los sólidos totales de la misma muestra.

**Soplado de film.** El proceso de extrusión de película soplada o película tubular es el método más común para la fabricación de películas o films, y en general se utiliza para fabricar bolsas de plásticos termoplásticos.

**Termoformado.** El termoconformado o termoformado es un proceso consistente en calentar una plancha o lámina de semielaborado termoplástico, de forma que al reblandecerse puede adaptarse a la forma de un molde por acción de presión vacío o mediante un contramolde.

**Máximo nivel de biodegradación.** Grado de degradación, medido en %, de un compuesto químico o materia orgánica, sobre el que no ha tenido lugar una posterior biodegradación durante el ensayo.

**Fase de demora.** Tiempo transcurrido en días hasta que se alcanza el 10% de la biodegradabilidad máxima.

**Fase de biodegradación.** Tiempo transcurrido en días hasta que se alcanza el 90% de la biodegradabilidad máxima.

**Fase estacionaria.** Tiempo transcurrido en días desde el final de la fase de biodegradación hasta el final del ensayo.

**Plástico.** Material que contiene como componente fundamental un polímero y que en alguna de sus fases de transformación interna media tiene unas características de fluido que permiten su conformado.

**Polímero.** Grandes moléculas formadas por la unión o polimerización de un grupo de monómeros.

**Resistencia a la tracción.** La resistencia a la tracción o tenacidad es el máximo esfuerzo que un material puede resistir antes de su rotura por estiramiento desde ambos extremos con temperatura, humedad y velocidad especificadas.

**Resistencia a la compresión.** La resistencia a la compresión es el máximo esfuerzo que un material rígido puede resistir bajo compresión longitudinal.

**Termoplástico.** Plástico que se encuentran unidos mediante fuerzas intermoleculares o fuerzas de Van der Waals, formando estructuras lineales o ramificadas. Su estructura puede ser amorfa o semicristalina. A temperaturas relativamente altas, se vuelve deformable o flexible, se derrite cuando se calienta y se endurece en un estado de transición vítrea cuando se enfría. Todos presentan una  $T_g$ .

**Temperatura de degradación.** Temperatura a partir de la cual el polímero se quema o carboniza rompiendo sus enlaces covalentes.

**Temperatura de fusión ( $T_m$ )** Temperatura a partir de la cual el polímero se vuelve rígido.

**Temperatura de transición vítrea ( $T_g$ ).** Temperatura a la que se da una pseudotransición termodinámica en materiales vítreos, por lo que se encuentra en vidrios, polímeros y otros materiales inorgánicos amorfos o semicristalinos. Punto intermedio de temperatura entre el estado fundido y el estado rígido del material.

## ABREVIATURAS

---

ABS	Acrilonitrilo butadieno estireno
As	Arsénico
B	Boro
%B	Porcentaje de biodegradación
Ba	Bario
BA	Monómero del PBAT. 1,4 butanodiol y ácido adípico.
BT	Monómero del PBAT. 1,4 butanodiol y ácido tereftálico.
C	Carbono
Cd	Cadmio
Ce	Conductividad eléctrica
C/N	Relación carbono/nitrógeno
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cu	Cobre
%D	Porcentaje de desintegración.
DAS	Dialdehyde starch (almidón dialdehído)
DSC	Calorimetría diferencial de barrido
Fe	Hierro
F-Q_FORSU	Análisis físico-químico de la fracción orgánica de residuo sólido urbano recogido de forma mezclada en la fracción resto.
F-Q_MB	Análisis físico-químico del material bioestabilizado.
FO	Fracción orgánica.
FORSU	Fracción orgánica de residuo sólido urbano recogido de forma mezclada en la fracción resto.
%H	Porcentaje de humedad
Hg	Mercurio
HIPS	Poliestireno de alto impacto
HR	Humedad relativa

IG Índice de Germinación  
Li Litio  
MB Materia bioestabilizado  
Mn Manganeseo  
%MOT Porcentaje de materia orgánica total  
MO Materia orgánica  
N Nitrógeno  
Ni Níquel  
N<sub>T</sub> Nitrógeno total  
PA Poliamida  
Pb Plomo  
PBA Polibutilen adipato  
PBAT Polibutilen adipato/tereftalato  
PBS Polibutilen succitato  
PBSA Polibutilen succitato adipato  
PBT Polibutilen tereftalato  
PC Policarbonato  
PCL Policaprolactona  
PE Polietileno  
PEAD Polietileno de alta densidad  
PEBD polietileno de baja densidad  
PEF Polietilen-furanoato  
PET Politereftalato de etileno  
PHA Polihidroxi alcanato  
PHB Polihidroxi butirato  
PLA Ácido poliláctico  
PMMA Polimetil metacrilato  
PP Polipropileno  
PS Poliestireno

PTT Politrimetilen tereftalato  
PUR Poliuretano  
PVC Policloruro de vinilo  
PVOH Polivinil alcohol  
Sb Antimonio  
Si Silicio  
Sn Estaño  
RU Residuos urbanos  
Ti Titanio  
TMB. Tratamiento Mecánico Biológico  
TPDAS Termoplastic dialdehyde starch (termoplástico de almidón dialdehido)  
TPS Termoplastic starch (almidón termoplástico)  
Zn Zinc

## CAPÍTULO I. PRESENTACIÓN

---

## 1.1. Introducción

El ámbito de la gestión de los residuos es un sector que está en continuo desarrollo y evolución. El estilo de vida de los países desarrollados se basa en el consumo rápido y cada vez de más productos y servicios que implica un incremento de la generación de los residuos directamente proporcional a este consumo. Se plantea un gran reto para la gestión controlada y eficiente de la totalidad de los residuos generados, de características y materiales muy diversos, con el fin de evitar la contaminación ambiental y proteger la salud. En este sentido, las políticas medioambientales y de gestión de residuos desarrolladas en los últimos veinte años se han orientado a establecer las bases para garantizar la gestión económica, ambiental y socialmente sostenible.

En base a estas necesidades, surgen los plásticos biodegradables aplicados a envases de ámbito doméstico, para dar respuesta a parte de los problemas asociados a la gestión de los residuos, y en particular para la sustitución de aquellos fabricados con plásticos convencionales que habitualmente están vinculados al envasado de alimentos (Halley & Avérous, 2014), a menudo de un solo uso y/o de reciclado poco rentable, y a los residuos orgánicos generados en las cocinas y jardines. Se trata de envases que previsiblemente podrían separarse junto con residuos orgánicos en las plantas de tratamiento de residuos.

Se han desarrollado igualmente normas de certificación para estandarizar los criterios que deben cumplir los envases de plástico biodegradables así como los métodos de evaluación de éstos. Los métodos de análisis de la biodegradabilidad de estos envases se basan en reproducciones a pequeña o mediana escala (piloto) que intentan simular las condiciones de compostaje de una planta real. Sin embargo, el compostaje a escala industrial es mucho más complejo y variable. Existen multitud de factores, tanto de proceso, como de calidad del residuo orgánico de partida o la técnica de compostaje aplicada entre otros, que podrían afectar al porcentaje de biodegradación del material y que las normas no contemplan o simplifican. Este aspecto diferenciador se recoge en la norma de biodegradabilidad en la que manifiesta necesario realizar ensayos en una planta de compostaje real para poder

definir el comportamiento real del material en el formato en el que finalmente se vaya a comercializar. (UNE EN 13432:2001 en p.11).

Las bolsas de supermercado y las bolsas para la recogida de residuos orgánicos son algunas de las principales aplicaciones de los plásticos biodegradables, y en particular de los plásticos basados en almidón. En los últimos años se han llevado a cabo nuevas iniciativas comerciales que han apostado por ofrecer bolsas biodegradables en supermercados y grandes superficies como alternativa a las bolsas tradicionales de un solo uso. Actualmente en España, el consumo de estas bolsas biodegradables es prácticamente inapreciable sin embargo, existen diversos factores legales que podrían contribuir a aumentar su consumo.

En primer lugar, la problemática asociada a este tipo de bolsas elaboradas con plásticos convencionales está sobre la mesa como uno de los principales problemas ambientales asociados a los residuos. Como respuesta, la Unión Europea (UE) ha redactado en 2015 una nueva directiva<sup>1</sup> de residuos de envases en la que se incluyen objetivos y especificaciones que deben cumplir los Estados miembros para reducir el consumo de las “bolsas de plástico ligeras” (< 50 µm) que corresponden con la mayoría de las bolsas que se reparten en los supermercados. Uno de los efectos de aplicación de esta norma podría ser la sustitución parcial de las bolsas de plástico ligeras por bolsas reutilizables biodegradables, que podrían estar exentas de la aplicación de esta norma (a definir por Estados miembros) y que en su caso potenciaría su consumo.

En segundo lugar, la necesidad de mejorar la gestión de los residuos orgánicos es otro de los principales objetivos recogidos en los programas europeos y directivas para la gestión de los residuos. Dentro del marco de la Economía circular marcada desde la UE se definen los objetivos de reciclado que son alcanzar para el año 2030 el reciclado del 70 % de los residuos municipales y el 80 % de los residuos de envases (Comisión europea, 2014).

La recogida y tratamiento separado de los residuos orgánicos contribuirían de forma significativa a cumplir con estos objetivos. En España se generan 9,4 millones de toneladas de biorresiduos de los cuales el 8,5% se recogen de forma separada,

---

<sup>1</sup> Directiva (UE) 2015/720 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 29 de abril de 2015, por la que se modifica la Directiva 94/62/CE en los que se refiere a la reducción del consumo de bolsas de plástico ligeras.

el resto son recogidos en la fracción resto (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2014). La UE prevé fijar como objetivo la recogida separada obligatoria de los biorresiduos antes del año 2025 (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2014), en cuyo caso podría contribuir a aumentar el consumo de bolsas biodegradables para la recogida de estos residuos, más apropiadas para tal fin frente a las bolsas no biodegradables que deben ser eliminadas en el proceso de compostaje contribuyendo a aumentar los costes de explotación.

En resumen, el actual escenario de la política ambiental parece favorable al aumento del consumo de la bolsa biodegradable, repercutiendo en los sistemas de tratamiento de residuos, tanto en la línea del reciclado de plásticos como en la de tratamiento de los residuos orgánicos.

Esta tesis está orientada a verificar si la presencia de estas bolsas podría ejercer algún efecto en el proceso de compostaje real, así como comprobar si el nivel de degradación alcanzado cumple con los requisitos establecidos en la norma de biodegradabilidad y compostabilidad en condiciones diferentes a las establecidas para su análisis en laboratorio. De esta forma podrán identificarse posibles problemas o deficiencias del sistema de tratamiento si los hubiera, tanto a nivel de proceso de compostaje como relacionados con la tecnología y técnica aplicada y/o la calidad del residuo de entrada, con el principal fin de prevenir sus efectos con soluciones adaptadas a las condiciones reales de proceso.

Con este objetivo, se llevó a cabo un ensayo a escala de laboratorio, orientado como indicador de la biodegradabilidad del polímero en el formato bolsa comercializado, así como una batería de ensayos realizados en dos plantas de compostaje, diferenciadas principalmente por las técnicas de compostaje aplicadas, para obtener una comparativa de los resultados entre ambas plantas según diversos factores.

La estructura de la tesis comienza con una descripción del escenario en el que se enmarca el trabajo que integra cuatro puntos principales: la presentación del marco político y ambiental en el que se desarrolla el sector del bioplástico así como una recopilación de las principales características de los grupos de bioplásticos más importantes, seguido de una descripción detallada de las variedades y propiedades

de los polímeros procedentes del almidón cerrando el marco con la descripción del proceso de compostaje y sus diferentes técnicas de procesado en planta.

Tras la revisión de antecedentes y la descripción de los objetivos se describen las características del material de ensayo, elegido por estar considerarlo como uno de los polímeros de mayor comercialización y consumo como bolsa biodegradable a nivel europeo (Shut, 2008) y nacional (Cátedra Ecoembes, 2014), y las metodologías aplicadas en cada tipo de ensayo, diferenciadas en dos apartados principales, en laboratorio y en planta de compostaje.

La presentación de los resultados se han organizado siguiendo el mismo orden establecido en la metodología y finaliza con un análisis estadístico comparativo basado en el análisis de la varianza.

Finalmente se recogen las conclusiones del estudio atendiendo principalmente a las hipótesis y objetivos marcados al inicio de la investigación, además de realizar una serie de recomendaciones y nuevas líneas de investigación.

### 1.1.1. Marco socio-económico, político y ambiental

Los bioplásticos nacen en un nicho de mercado que atiende a una serie de necesidades económicas, ecológicas, políticas y sociales. La gran dependencia del petróleo cuyo consumo es masivo y generalizado en los principales sectores económicos, unido a su condición de fuente de materia prima finita y su continuo encarecimiento, hacen necesaria la búsqueda de alternativas más sostenibles que amplíen el abanico de recursos y proporcionen alternativas de sustitución válidas en el caso de agotamiento de los yacimientos de petróleo y gas natural.

Este escenario es coincidente con el desarrollo del sector de las energías renovables<sup>2</sup> y los biocombustibles en los últimos 20 años. La investigación y el desarrollo de la tecnología y nuevos materiales de las últimas dos décadas se han orientado en la búsqueda de alternativas renovables, sostenibles y económica y tecnológicamente viables. En la misma línea se ha orientado la política de la Unión

---

<sup>2</sup> “Renovable: Recurso repuesto mediante procesos naturales a una velocidad comparable a la explotación” (UNE-CER/TR 15932:2010. Plásticos. Recomendación para la terminología y la caracterización de biopolímeros y bioplásticos).

Europea (UE) en materia medioambiental. En los últimos años se han desarrollado ampliamente los programas marco, directivas y reglamentos de carácter ambiental, así como programas de ayudas al desarrollo de nuevos materiales y a la innovación en nuevos sistemas productivos que orientan el desarrollo europeo sin olvidar la protección del medio ambiente y la salud. Y es que en la base de estas directrices políticas se encuentran problemas ambientales globales como las emisiones de efecto invernadero y el calentamiento global, asociadas a actividades que consumen recursos no renovables, principalmente como fuentes de energía, y que implican un problema social y ambiental.

A nivel mundial se habla de un nuevo concepto de economía, la “bioeconomía”, que es el desarrollo de medidas políticas y económicas con el principal objetivo de reducir la dependencia de recursos no renovables y mitigar el Cambio climático. Esta nueva tendencia está orientada en garantizar una Economía circular basada en el aprovechamiento de los recursos renovables y los residuos como productos con valor añadido (Comisión Europea, 2012).

En este marco político, económico y social surge el nuevo mercado de los bioplásticos que ofrece alternativas de sustitución de los plásticos convencionales en las líneas descritas anteriormente, además de proporcionar ciertas propiedades como la biodegradabilidad en determinadas condiciones ambientales. Esta segunda propiedad, opcional según qué tipos de bioplásticos, cobra especial relevancia en la gestión de residuos urbanos y pretende dar solución a uno de los principales problemas ambientales asociados a los plásticos de consumo doméstico, sobre todo en el sector de las bolsas de plástico. Su prolongada vida en el medio ambiente unido a su facilidad para la dispersión, dificulta la gestión adecuada de sus residuos provocando diversos problemas ambientales y económicos.

### 1.1.2. Los bioplásticos

Los polímeros están muy extendidos en la naturaleza, y son materiales fundamentales dentro de los organismos vegetales y animales entre los que destaca el almidón, la celulosa, las proteínas y la quitina (fuentes renovables). Otro gran grupo de polímeros utilizado en los plásticos son los que se sintetizan de fuentes

petroquímicas, gas natural y carbón (fuentes no renovables). Los polímeros de ambas fuentes se utilizan en numerosas ramas y procesos industriales.

Podemos clasificar los polímeros según numerosos criterios. Uno de los principales es el que atiende a la fuente de la materia prima principal y su biodegradabilidad diferenciándose 4 grupos (Figura I.1)

1. Fuente fósil (no renovable) y no biodegradables.
2. Fuentes no renovables y biodegradables.
3. Fuentes renovables y no biodegradables.
4. Fuentes renovables y biodegradables.

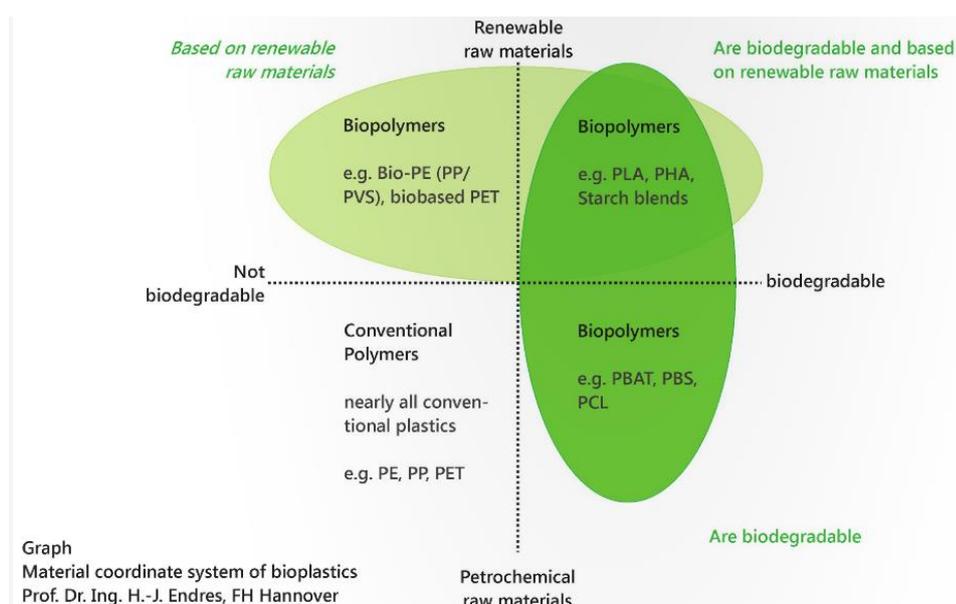


Figura I.1. Clasificación de polímeros según la procedencia de su materia prima y su biodegradabilidad, European Bioplastics.

Fuente. European Bioplastics, 2013

Una de las principales dificultades que presenta hoy en día el mercado de los bioplásticos es la falta de una definición clara y única del concepto “bioplástico”. La Asociación Europea de los Bioplásticos, European Bioplastics, con más de 20 años de historia, representa una de las organizaciones más sólidas del sector y por ello se toma como referencia para definirlos.

“... una familia de materiales que difieren de los convencionales en que derivan de materias primas renovables, biodegradables o ambos.” (European Bioplásticos, 2014)

Por lo tanto, atendiendo a la clasificación realizada anteriormente sobre polímeros, los bioplásticos corresponderían a los plásticos basados en los grupos 2, 3 y 4. Es importante tener en cuenta que los bioplásticos no constituyen una única clase de polímero, sino una familia de materiales con distintas propiedades y rango de aplicaciones. De forma general, European Bioplastics clasifica estos materiales en dos categorías principales (Figura I.2), la primera atendiendo al origen de la materia prima y la segunda en función de su capacidad de biodegradación.



**Figura I.2. Principales criterios de clasificación para los Bioplásticos**

Fuente. Cátedra Ecoembes Medio Ambiente, 2014

Un bio-based o biopolímero es un polímero que está fabricado a partir de fuentes renovables. Un recurso es renovable cuando es repuesto mediante procesos naturales a una velocidad comparable a la explotación (UNE-CER/TR 15932:2010). Aunque la investigación y el desarrollo están avanzando para la obtención de polímeros fabricados al cien por cien de recursos renovables, hoy día son más abundantes aquellos que combinan materia prima de ambas procedencias ya que a menudo mejoran las condiciones mecánicas y abaratan costes. Para garantizar el control y evitar posibles fraudes existen diversas normas<sup>3</sup> destinadas al análisis del

<sup>3</sup> ISO/DIS 16620-2. Plastics -- Biobased content -- Part 2: Determination of biobased carbon content.  
ISO/CD 16620-4. Plastics -- Biobased content -- Part 4: Determination of the total biobased mass content.

CEN/TS 16295:2012. Plastics- Declaration of the bio-based carbon content.

contenido de carbono doce ( $C^{12}$ ), carbono renovable, con las que el fabricante puede certificar su polímero.

Un polímero biodegradable es un polímero que presenta capacidad de recuperación orgánica del material mediante la actividad metabólica de microorganismos en presencia o ausencia de oxígeno, para dar dióxido de carbono o metano respectivamente, agua, sales minerales y nueva biomasa (UNE-CER/TR 15932:2010).

La normalización para la certificación de la biodegradabilidad del polímero es más extensa y variada ya que fue la primera característica por la que se comenzaron a desarrollar los bioplásticos. Además, los criterios de biodegradabilidad recogidos en las normas varían en función del medio donde se lleve a cabo dicha biodegradación, bien sea en compostaje de residuos, en suelo, en agua o en condiciones anaerobias (biometanización o vertedero). Las características físico-químicas de éstos polímeros varían en función del medio donde se biodegradan. La biodegradabilidad bajo condiciones de compostaje, tanto doméstico como en laboratorio, es el criterio más utilizado por los fabricantes, diseñados para ser compostados junto con los residuos orgánicos.

Aunque depende del tipo de polímero, la biodegradación tiene lugar por vía hidrolítica y normalmente se completa con procesos enzimáticos. Por este motivo, en la búsqueda de la degradación biológica del polímero es muy importante generar las condiciones ambientales que favorezcan la hidrólisis y los procesos enzimáticos necesarios.

La capacidad de biodegradación de un polímero es independiente al origen de la materia prima, y únicamente dependiente de la estructura química que lo forma. Los poliésteres alifáticos son los polímeros que presentan mejor capacidad de biodegradación frente a los polietilenos, de usos extendido, principalmente por la presencia de los grupos ésteres que les confiere una gran susceptibilidad a la degradación (Armelin, 2002). Por lo tanto, un polímero de origen no renovable, cuya fuente de materia prima sea el petróleo, podrá ser biodegradable si dispone de la estructura química adecuada.

La mayoría de los polímeros sintéticos biodegradables contienen enlaces hidrolizables a lo largo de la cadena. Tal es el caso de aquellos que constan de

grupos amida, enamina, urea, uretano o éster. Estos enlaces son susceptibles de degradación por microorganismos y enzimas hidrolíticas. El carácter hidrofílico-hidrofóbico del polímero afecta considerablemente a la biodegradabilidad debido principalmente a que las reacciones catalizadas por enzimas tienen lugar en medios acuosos (Armelin, 2002).

Sin embargo, es importante diferenciar que la biodegradación es solo una de las formas de degradación de un polímero. La degradación se considera una pérdida de estructura molecular a través de reacciones químicas que dan lugar a la ruptura de enlaces primarios en el polímero y que conlleva a una modificación apreciable de sus propiedades (masa o estructura molecular, fuerza mecánica, integridad) y/o fragmentación, (González, 1997). La degradación de un polímero puede implicar tanto modificaciones en la estructura química como reducción en el grado de polimerización, conservando en este caso la estructura química original. Ambos niveles de degradación constituyen el “envejecimiento” del polímero. Los factores que influyen en la velocidad de degradación del polímero son (Armelin, 2002):

- Las condiciones ambientales del medio: temperatura, humedad, pH.
- Características del polímero: presencia de enlaces químicos susceptibles a la hidrólisis, hidrofiliidad, estereoquímica, peso moléculas, cristalinidad, superficie específica, temperatura de transición vítrea y de fusión, presencia de monómero residuos o aditivos, distribución de la secuencia.
- Características de los microorganismos: cantidad, variedad, fuente, actividad.

Se pueden diferenciar principalmente cinco mecanismos de degradación que normalmente interactúan de modo sinérgico (Kawai, 1995; Armelin, 2002):

- Fotodegradación.
- Oxidación mediante aditivos químicos
- Degradación térmica
- Degradación mecánica
- Degradación mediante la acción de microorganismos o biodegradación (bacterias, hongos o algas).

La desintegración es una de las consecuencias de la degradación del polímero y corresponde con su fragmentación en partículas de pequeño tamaño. Existen

diversas normas<sup>4</sup> dirigidas a establecer una metodología de cálculo del porcentaje de desintegración (%D) que normalmente fijan un tamaño mínimo de fragmentación para considerarse desintegrado. La desintegración puede deberse a factores físico-químicos y microbiológicos, que de forma simultánea degradan el polímero rompiendo los enlaces que lo forman y generando nuevos compuestos de bajo peso molecular o reduciendo el grado de polimerización, incrementando la cristalización y por consiguiente la rotura del polímero en partículas más pequeñas (Bitinis et al., 2014).

Las variedades de bioplásticos son numerosas y se encuentran en continua evolución y desarrollo. En los últimos años se ha trabajado en mejorar las propiedades mecánicas y de barrera de estos polímeros en función de las aplicaciones. Las mezclas entre polímeros de diferentes orígenes y propiedades junto con composites de diversas características han resultado fructíferas, sobre todo para el sector del envase. Tal es el caso de las mezclas de poliésteres (renovable o no) con almidón, extensamente estudiadas y desarrolladas, en las que el almidón confiere a la mezcla mayor capacidad de biodegradación además de reducir el coste del polímero (Alves, 2007; Averous & Boquillon, 2004; Godbole, Gote, Latkar, & Chakrabarti, 2003; Russo, Truss, & Halley, 2009; Sakanaka, 2006; Sin, Rahman, Rahmat, & Khan, 2010).

### A) Grupos de bioplásticos

---

En función de la clasificación realizada anteriormente se han resumido las principales características de cada grupo atendiendo al origen de la materia prima, biodegradabilidad, principales aplicaciones en envases domésticos, transformación del polímero, capacidad de producción, principales polímeros comercializados y polímeros a los que sustituyen.

---

<sup>4</sup> EN 14806: 2005. Packaging- Preliminary evaluation of the disintegration of packaging materials under simulated composting conditions in a laboratory scale test; ISO 16929: 2013. Plastics- Determination of the degree of disintegration of plastic materials under defined composting conditions in pilot-scale test.

### **i. Plásticos Biodegradables a partir de Fuentes Renovables**

La aplicación más generalizada es la bolsa, tanto para la recogida de basura de residuos orgánicos separados como para la bolsa comercial reutilizable en bolsa de basura para los mismos residuos.

Dentro de este grupo se pueden encontrar diferentes tipologías de biopolímero en función del origen de su polimerización:

#### *a) Polímeros biodegradables de origen natural-renovables.*

Son polímeros que sintetizan los organismos vivos superiores, bien sean animales o vegetales. Se utilizan principalmente de origen vegetal, sobre todo los derivados de los azúcares.

- Almidón
- Celulosa

#### *b) Polímeros biodegradables sintetizados artificialmente en laboratorio.*

Pueden ser renovables o no renovables. Dentro de los renovables la aplicación más extendida es el ácido poliláctico (PLA), poliéster producido mediante la unión consecutiva de monómeros de ácido láctico.

#### *c) Polímeros biodegradables sintetizados por microorganismos.*

Son polímeros sintetizados por microorganismos bajo condiciones ambientales específicas (bioingeniería). Los principales polímeros obtenidos por este método son los llamados poli (hidroxialcanoatos) (PHA).

Según las estimaciones realizadas por el Instituto de Bioplásticos y Biocomposites (IFBB), se espera que este grupo de bioplásticos (biodegradables y renovables) aumente su producción para 2017 llegando casi a duplicar la producción de 2012 (IFBB, 2014) (Tabla I.1).

Tabla I.1. Principales características de los plásticos biodegradables a partir de fuentes renovables

**PLASTICOS BIODEGRADABLES A PARTIR DE FUENTES RENOVABLES**

<b>Materia prima</b>	La materia prima más utilizada es el almidón, de origen vegetal. Se obtiene a partir de semillas de cereales como el <b>maíz (el más utilizado), el trigo, el arroz, las raíces y los tubérculos</b> como la patata. Se incluyen en este grupo los producidos por síntesis química a partir de monómeros de base biológica y las realizadas por microorganismos y bacterias modificadas.
<b>Biodegradabilidad:</b>	Si
<b>Principales propiedades y Aplicaciones:</b>	Aplicaciones rígidas y flexibles principalmente diseñados para una vida de uso corta.
<b>Capacidad de producción mundial (IFBB, 2014)</b>	
2012	595.375 T/año
2017	1.001.970 T/año
<b>Principales polímeros</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ POLÍMEROS DERIVADOS DEL ALMIDÓN</li> <li>✓ ÁCIDO POLIÁCTICO (PLA)</li> <li>✓ POLIÉSTERES PROCEDENTES DE MONÓMEROS OBTENIDOS DE RECURSOS RENOVABLES (PPT, PBT, PBSA, PBST, PBTA)</li> <li>✓ POLÍMEROS DERIVADOS DE LA CELULOSA</li> <li>✓ POLIURETANOS (PUR); POLIAMIDAS (PA)</li> <li>✓ PHA, PHB</li> </ul>	
<b>Proceso de transformación</b>	El PLA es el que por lo general soporta mejor los procesos de transformación cuando se encuentra 100% puro, en mezcla el almidón es más adecuado para procesos de laminación y el PHA para moldeo por inyección.
<b>Potencial de sustitución parcial (todas las aplicaciones)</b>	
<b>Almidón</b>	<b>PEAD</b>
	PEBD
	PP
	PS
	PUR
<b>PLA</b>	PEAD
	PEBD
	PP
	PS
	PA
	PET
	PBT
	ABS,HIPS,PMMA
<b>PTT</b>	<b>PC</b>
	PA
	PS
	PET
<b>PBT</b>	<b>PC</b>
	PA
	PET
<b>PHA</b>	PEAD
	PP
	PVC
	ABS

Escala de potencialidad: no sustituto/ sustitución parcial/ sustitución total

La potencialidad de sustitución es teórica no considera aspectos como el precio del material (Plastice, 2013)

Fuente. Cátedra ECOEMBES MEDIO AMBIENTE, 2014; Plastice, 2013; Remar, 2012; European

Bioplastics, 2014.

## ii. Plásticos biodegradables a partir de fuentes no renovables

A pesar de que a estos polímeros se les clasifique como procedentes de materias primas no renovables se debe tener en cuenta que en numerosas ocasiones se mezclan con polímeros biodegradables renovables (almidón, celulosa, PLA, PHA, etc.), a menudo para mejorar su biodegradabilidad.

Este grupo está principalmente formado por poliésteres alifáticos, con gran capacidad para hidrolizarse lo que facilita su biodegradación. Sin embargo, algunos poliésteres alifáticos, como la PCL o el PBA, tienen un punto de fusión muy bajo, en torno a 60 ° C, limitándoles en muchas aplicaciones.

La producción de este grupo de polímeros apenas llegaba a 1500 toneladas a nivel mundial en el año 2012. La previsión para el año 2017 es un crecimiento leve ya que la tendencia del mercado es la apuesta por los biopolímeros o bio-based frente a las materias primas fósiles (Tabla I.2).

**Tabla I.2. Principales características plásticos biodegradables a partir de fuentes no renovables**

<b>PLASTICOS BIODEGRADABLES A PARTIR DE FUENTES NO RENOVABLES</b>	
<b>Materia prima</b>	Producidos a partir de recursos NO renovables.
<b>Biodegradabilidad</b>	Si
<b>Principales propiedades y aplicaciones</b>	Aplicaciones rígidas y flexibles principalmente diseñados para una vida corta.
<b>Capacidad de producción mundial (IFBB, 2014)</b>	
2012	1.375 T/año
2017	1.237 T/año
<b>Principales polímeros</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ POLIÉSTERES ALIFÁTICOS SINTÉTICOS (PCL, PBS)</li> <li>✓ COPOLÍMEROS ALIFÁTICOS-AROMÁTICOS SINTÉTICOS (PETS; PBAT)</li> <li>✓ EL POLI (ALCOHOL VINÍLICO) (PVOH )*</li> </ul>	
<b>Proceso de transformación</b>	Moldeo por Extrusión
<b>Potencial de sustitución parcial (todas las aplicaciones)</b>	
PCL	sustituyen <b>PET, PRT, PLA PE</b>
PBS	
PBAT	

\*Las empresas que ofrecen este material, lo califican de hidrosoluble y biodegradable/ compostable.

Fuente. Cátedra ECOEMBES MEDIO AMBIENTE, 2014; Plastice, 2013; Remar, 2012; European Bioplastics, 2014.

### iii. Plásticos no biodegradables a partir de fuentes renovales

Este grupo de bioplásticos gana cada vez más popularidad. Su estructura polimérica y propiedades físico-químicas y mecánicas son idénticas a las de los plásticos convencionales a los cuales sustituyen sin generar un problema en el reciclado debido a que se pueden mezclar junto con sus homólogos de origen fósil sin afectar a la calidad de la granza. En el sector del envase y embalaje sustituyen principalmente al PE y PET y su nomenclatura es Bio-PE o "polietileno verde" y Bio-PET respectivamente (Tabla I.3).

El Bio-PE se obtiene a partir de la polimerización del etanol con la que se produce etileno. El etanol es un producto de la fermentación de material orgánico renovable. Existen diversas variedades de etileno "verde", de alta y baja densidad (PEAD, PEBD). El Bio-PET se produce a partir de ácido tereftálico (70% de la masa) y el glicol de etileno (30% de la masa). El ácido tereftálico proviene del petróleo, mientras que el glicol se produce a partir de etanol derivado de la fermentación de la materia prima vegetal.

Tabla I.3. Principales características de los plásticos no biodegradables a partir de fuentes renovales

#### PLASTICOS NO BIODEGRADABLES A PARTIR DE FUENTES RENOVABLES

<b>Materia prima</b>	Producidos a partir de recursos renovables
<b>Biodegradabilidad</b>	No
<b>Principales propiedades y Aplicaciones</b>	Aplicaciones rígidas y flexibles principalmente diseñados
<b>Capacidad de producción mundial (IFFB, 2014)</b>	
2012	778.525 T/año
2017	566.021 T/año
<b>Principales polímeros</b>	
	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ BIO-PET</li> <li>✓ BIO-PE</li> <li>✓ PEF</li> </ul>
<b>Procesos de transformación</b>	Por lo general son más adecuados para procesos de co-extrusión, de forma detallada el BIO-PE es más adecuado para procesos de moldeo por extrusión y el BIO-PET por inyección y soplado
<b>Potencial de sustitución (todas las aplicaciones)</b>	
Sustituyen a su homólogo convencional.	

Fuente. Cátedra ECOEMBES MEDIO AMBIENTE, 2014; Plastics, 2013; Remar, 2012; European Bioplastics, 2014.

## B) Evolución del sector del bioplástico y análisis de mercado

El primer polímero conocido de base biológica fue el polihidroxibutirato (PHB) obtenido por Lemoigne en 1926, a través de la bacteria *Bacillus Megaterium*. Este descubrimiento fue pasado por alto durante décadas, debido a que el petróleo por aquel entonces era barato y abundante. La crisis del petróleo de mediados de los años 70 activó el interés en la búsqueda de fuentes y materias primas alternativas.

A principios de los noventa surgió la primera generación de plásticos biodegradables basados principalmente en la mezcla de poliolefina-almidón. Desde entonces el mercado ha ido creciendo desarrollándose nuevos materiales para nuevas aplicaciones, se han mejorado las características físicas y mecánicas de forma que han aumentado su competitividad en el mercado, tanto en nuevos usos como en precio. A principios del siglo XXI, con el auge de la genética molecular y la tecnología del ADN, se estimuló aún más la investigación, de modo que se empezaron a establecer las estructuras, métodos de producción y aplicaciones para numerosos tipos de plásticos de base biológica (Bio-based). La diversidad de materias primas y combinación de polímeros es muy diversa dando lugar a gran variedad de productos que a día de hoy continúan reinventándose y mejorando sus propiedades físico-químicas.

En los últimos 15 años la presencia de polímeros con capacidad de biodegradación ha cobrado más protagonismo consolidándose en el mercado mundial. En el año 2010, se produjeron 571.712 T de plástico biodegradable a nivel mundial mientras que en Europa se consumieron 175.320 T (BCC Research, 2010). Recientes estudios estiman que estos polímeros alcanzarán las 1.001.970 T producidas en el 2017 representando para ese año el 16% de la producción total de bioplásticos (IFBB, 2014).

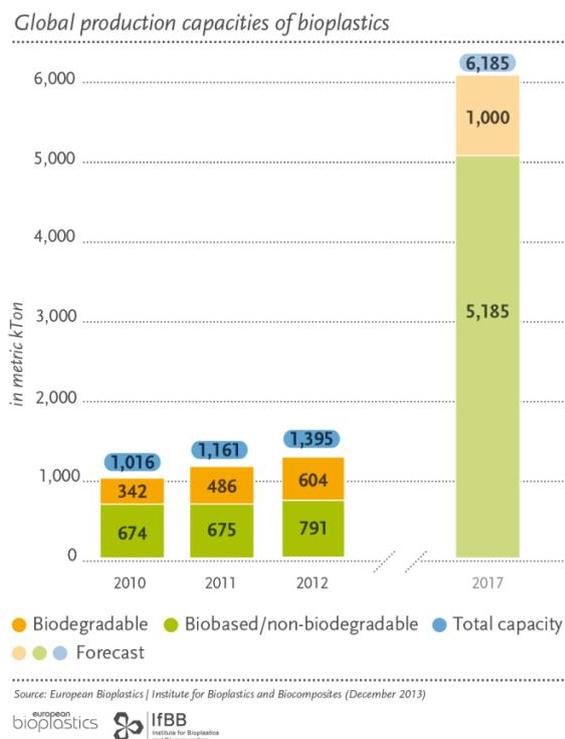
A nivel de regulación, los bioplásticos se han comenzado a promocionar en algunas políticas medio ambientales y leyes de algunos países, ayudando a consolidar y afianzar el mercado (Cátedra Ecoembes Medio Ambiente, 2014). Un ejemplo claro son las bolsas comerciales o de la compra de un solo uso. En España, tanto el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR 2008 - 2015) como la Ley<sup>5</sup> de

---

<sup>5</sup> Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.

residuos dictan la obligación de reducir el consumo de bolsas comerciales de un solo uso que no sean biodegradables.

Actualmente la producción de bioplásticos a nivel mundial muy baja si se compara con la producción de plásticos convencionales, pero se pronostica que su producción crecerá de forma significativa en los próximos años. European Bioplastics estima un crecimiento para el año 2017 que cuadruplica a la producción del 2012. Además, según este pronóstico se espera un crecimiento notable de los bioplásticos biobasados no biodegradables (Bio-based) (el 83% de la capacidad de producción total de bioplásticos en 2017) frente a los biodegradables de crecimiento mucho menor (Figura I.3). Sin embargo, se debe tener en cuenta que cada tipo de bioplástico se adapta para determinados usos y, como ya se ha comentado con anterioridad, los plásticos biodegradables se están empleando para aplicaciones concretas en las que la biodegradabilidad es o pudiera ser necesaria. Este es el caso del envase de pequeño/mediano tamaño, para productos de consumo rápido (European Bioplastics, 2015).



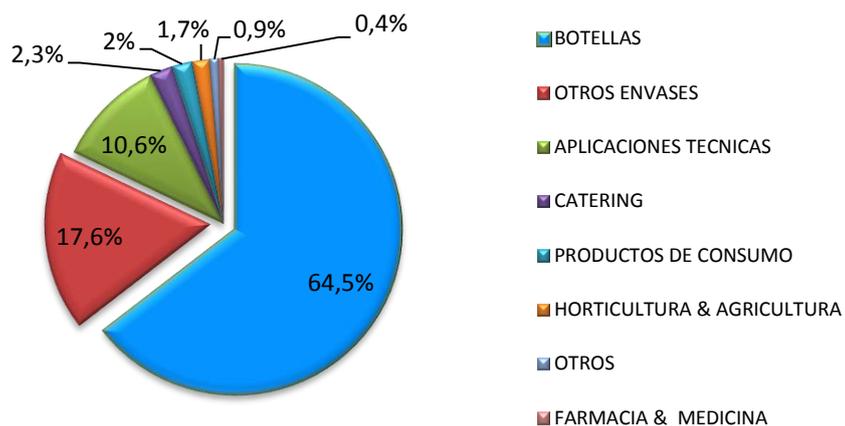
**Figura I.3. Capacidad de producción global de Bioplásticos**

Fuente. European Bioplastics, 2013.

## C) Principales aplicaciones

El mercado del bioplástico se caracteriza por un alto crecimiento y una fuerte diversificación. Se encuentran en multitud de aplicaciones, las cuales van desde botellas para bebidas (sector envase) a los teclados de ordenador (sector de electrónico). El principal sector de aplicación es el del sector del envase y embalaje (European Bioplastics, 2013). Según datos aportados por el IFBB, en el 2011 este sector representó el 70% del total de bioplásticos producidos. Las previsiones para el año 2016 aumentan estos valores a más de un 80%, correspondiendo el 64% del total a botellería, principalmente con la aplicación del Bio\_PET (Figura I.4) (IFBB, 2013). En el siguiente gráfico, correspondiente a la capacidad de producción del año 2012, en la columna de otros envases (“Other packaging”), se incluyen las bolsas de

un solo uso en el que cobraron mayor protagonismo los bioplásticos biodegradables como las mezclas de almidón (“Starch blends”), el PLA y mezclas con PLA (“PLA & PLA-blends”) (Figura I.5).



**Figura I.4. Capacidad de producción esperada por segmento de mercado para 2016. Producción de 5,778 Mt (Mundial).** Fuente. IFBB, 2013

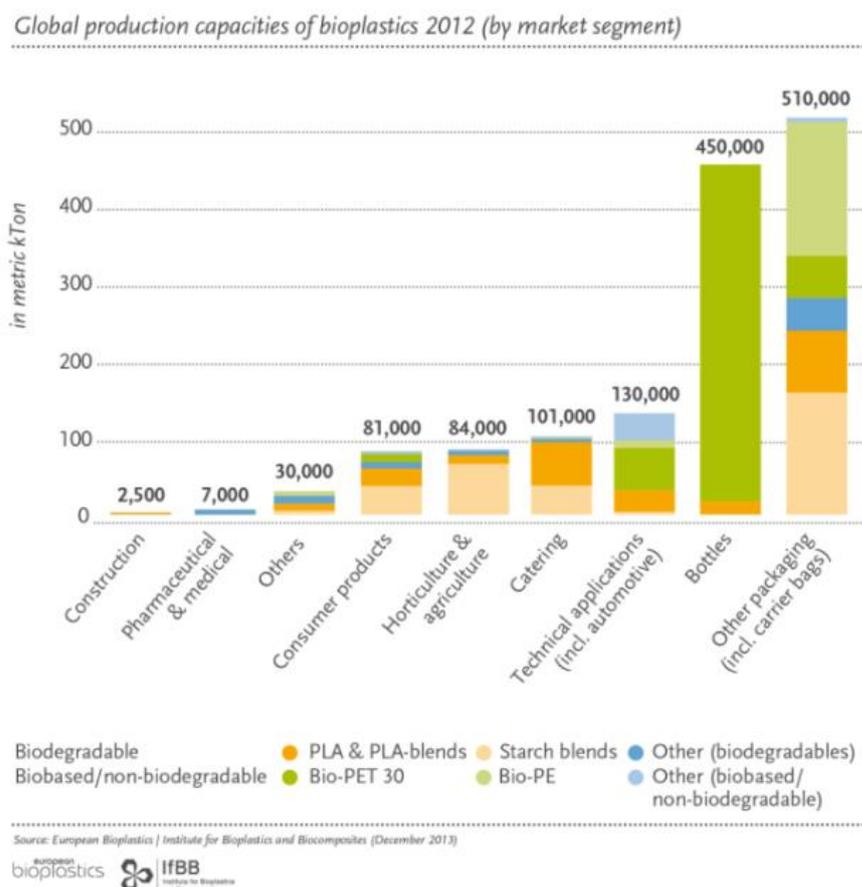


Figura I.5. Capacidades de producción por segmentos de mercados del 2012. Fuente. European Bioplastics, 2013.

## D) Marco legislativo y normas de estandarización

Hoy en día son pocos los países que han desarrollado un paquete de medidas específicas dirigidas al desarrollo de los bioplásticos. No obstante, en los últimos años han aumentado los Gobiernos que apuestan por desarrollar una estrategia política que soporte el desarrollo sostenible y competitivo de la bioeconomía. Algunas de estas políticas están basadas en ofrecer un soporte general al desarrollo de la industria bioquímica, de biomateriales y bioplásticos promocionando los productos de base biológica o la bioeconomía en general (Cátedra Ecoembes Medio Ambiente, 2014).

El mercado de los productos con biobasados es considerado uno de los 6 mercados líderes (bio-based products; eHealth, sustainable construction, protective textiles, recycling and renewable energy) por los que la UE considera necesario desarrollar una política de innovación y desarrollo (Centre for Strategy & Evaluation Services, Oxford research, 2011).

Si bien la información disponible al respecto es escasa, ésta parece coincidir en que son pocos los países que han incorporado a su marco legal alguna medida aplicada directamente a los bioplásticos. Tradicionalmente Europa ha sido el promotor de la investigación y obtención de nuevos materiales bioplásticos al igual que el desarrollo de industrias y biorrefinerías destinadas a su fabricación. No obstante, países del continente americano como Brasil, EE.UU., y Canadá, y del continente asiático como Japón, China, Corea, Tailandia y Malasia destacan por disponer también de un soporte político importante que promociona e incentiva desde la obtención de materias primas renovables (cultivos o residuos) hasta el desarrollo del tejido industrial y empresarial necesario para su fabricación, comercialización y consumo (Cátedra Ecoembes Medio Ambiente, 2014).

Un caso particular es el de las bolsas de plástico. En los últimos años algunos Gobiernos están tomando medidas para reducir el consumo de bolsas de plástico de un solo uso ligeras ( $< 50 \mu\text{m}$ ) debido a que se dispersan con gran facilidad en el medio, terrestre y acuático, dificultando su gestión como residuos y generando serios problemas ambientales y económicos. Además, el reciclado de estas bolsas resulta poco viable ya que normalmente, las recogidas para su reciclado, llevan adheridos impropios, muchos de ellos orgánicos, que encarecen el proceso de reciclado y reducen la calidad del producto final. Se trata además de un plástico que suele estar formado por mezclas polímeros variados, lo que dificulta aún más la eficiencia del proceso.

Una de las principales soluciones que se plantea al problema de las bolsas de plástico de un solo uso es reducir su consumo. En esta línea, Parlamento Europeo está tomando medidas para incorporar ciertas limitaciones en la venta y consumo de las bolsas de plásticos de un solo uso o ligeras (como así las han denominado) con el fin de evitar la contaminación asociada a su consumo generalizado y en aumento.

La publicación de la *Directiva*<sup>6</sup> (UE) 2015/720 establece una serie de medidas preventivas para la reducción del consumo de estas bolsas. La Directiva no distingue las bolsas de plástico ligeras según sean biodegradables o no, sino que, en el artículo 4, lo deja abierto a decisión de los estados miembros “*dependiendo del impacto ambiental cuando se valorizan o desechan, de sus propiedades a efectos de compostaje, su durabilidad o su uso específico previsto*”.

Además, esta Directiva establece un calendario que restringe el consumo por persona y año de las bolsas de plástico ligeras: consumo no superior a 90 bolsas el 31 de diciembre de 2019 y consumo no superior a 40 bolsas el 31 de diciembre de 2025. También reconoce la necesidad de establecer una nueva norma estandarizada para definir la biodegradabilidad y compostabilidad de estas bolsas en compostaje doméstico. Esta vía de tratamiento de residuos orgánicos se puede considerar una práctica de prevención aplicada al consumo de bolsas de plástico ligeras compostables ya que el residuo no saldría del domicilio y evitaría el impacto asociado a su gestión por la vía municipal así como la posibilidad de dispersión.

De igual forma, en el artículo 8, se especifica que para el año 2017 la Comisión definirá *las especificaciones de las etiquetas o marcas para garantizar el reconocimiento en toda la Unión de las bolsas de plástico biodegradables o compostables y para proporcionar a los consumidores la información correcta sobre las propiedades de compostaje de dichas bolsas*”.

En resumen, aunque los objetivos de reducir el consumo de bolsas de plástico ligeras son claros, también se contemplan las bolsas compostables como una alternativa si se tratan adecuadamente.

La normalización relativa a los bioplásticos, de carácter voluntario, es variada y abundante. Algunos de los aspectos recogidos en cada una de las normas existentes varían y depende del organismo de normalización que la redacte. Las normas que regulan los criterios de biodegradabilidad y compostabilidad de los plásticos que establecen las metodologías para su análisis son las más abundantes, por ejemplo<sup>7</sup>:

---

<sup>6</sup> Unión Europea. Parlamento Europeo y Consejo.-Directiva (UE) 2015/720 por la que se modifica la Directiva 94/62/CE en los que se refiere a la reducción del consumo de bolsas de plástico ligeras.- 29 de abril de 2015.

<sup>7</sup> UNE-EN 13432: 2001: Envases y embalajes. Requisitos de los envases y embalajes valorizables mediante compostaje y biodegradación. Programa de ensayo y criterios de evaluación para la aceptación final del envase o embalaje.

UNE-EN 13432: 2001; D5338-11; D64400-12; ISO 1855-1:2012; AS 58-2010, etc.. La norma UNE-EN 13432:2001 es la norma europea de referencia, utilizada por los principales fabricantes y organismos de certificación a nivel mundial. Establece los requisitos que debe cumplir un envase de plástico para ser considerado biodegradable y compostable. Estos requisitos se basan en criterios de biodegradabilidad, de desintegración, de calidad del compost final y de ecotoxicidad. La presente tesis toma como referencia esta norma que se desarrolla ampliamente más adelante (Apartado 4.2).

### 1.1.3. Los polímeros con base de almidón (Starch-based)

El almidón es una de los polímeros naturales más abundantes en la naturaleza y se encuentra en mayor parte en las plantas empleadas como alimento. Se estima que a nivel mundial se produjeron 68 millones de toneladas de almidón (seco) con previsión de crecimiento. El almidón puro o modificado contribuye a más del 85% de los hidrocoloides usados en alimentación en todo el mundo. Su obtención no requiere un proceso complicado y caro, por lo que se ha utilizado ampliamente en el desarrollo de los nuevos materiales bio-basados o bio-based, de aplicación en multitud de sectores y contribuyendo de manera importante en su desarrollo.

En el 2011 el 70% de los bioplásticos se destina al sector del envase, de los cuales aproximadamente el 25,5 % son bioplásticos que contienen o parten del almidón como materia prima, bien por la mezcla con almidón modificado o puro, termoplástico (TPS) o por la fermentación del mismo para la obtención de nuevos polímeros mediante la síntesis artificial (PLA). El almidón aplicado al desarrollo de films biodegradables para diversas aplicaciones se ha hecho muy popular.

---

D5338-11: Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Controlled Composting Conditions, Incorporating Thermophilic Temperatures.

D64400-12; Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities

ISO 14855-1:2012: Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials under controlled composting conditions -- Method by analysis of evolved carbon dioxide -- Part 1: General met

AS 58-2010: Biodegradable plastics suitable for home composting.

Las principales fuentes de almidón son los tubérculos, cereales y leguminosas. La patata es uno de los vegetales más cultivados y que presenta mayores rendimientos por hectárea en cuanto a contenido de almidón (Tabla I.4).

**Tabla I.4. Rendimientos de los principales cultivos empleados por su contenido en almidón**

	<b>Rendimiento cultivo (t/ha)</b>	<b>Tasa de almidón</b>	<b>Rendimiento de almidón (t/ha)</b>
Patata	46,3	20%	9,26
Maíz	8,4	62%	5,2
Trigo	7,2	65%	4,68

Fuente: BIOTEC DOSSIER, 2007.

La molécula de almidón es un hidrato de carbono que lo componen cientos o miles de unidades de D-glucosa, que están unidas entre sí por enlaces glicosídicos  $\alpha$ -D (1-4) formando cadenas de polímero lineal (amilosa) con  $\alpha$ -D (1-6) cadenas glicosídicas de gran tamaño que forman cadenas ramificadas (amilopectina) (Figura I.6). Ambas moléculas se integran en un gránulo semicristalino de 15-45% de cristalinidad (Buleon et al. 1998; Zobel, 1998). La parte corta de las cadenas de amilopectina adopta la forma de “doble hélice” (Hancock and Tabert, 2000), llamada así por su estructura helicoidal similar a la del ADN. Estas cadenas se asocian en grupos o clusters formando regiones ordenadas o láminas cristalinas mientras que las partes ramificadas de la molécula constituyen láminas amorfas (Figura I.7). Esta estructura forma gránulos que comprenden 2-100  $\mu$ m de diámetro.

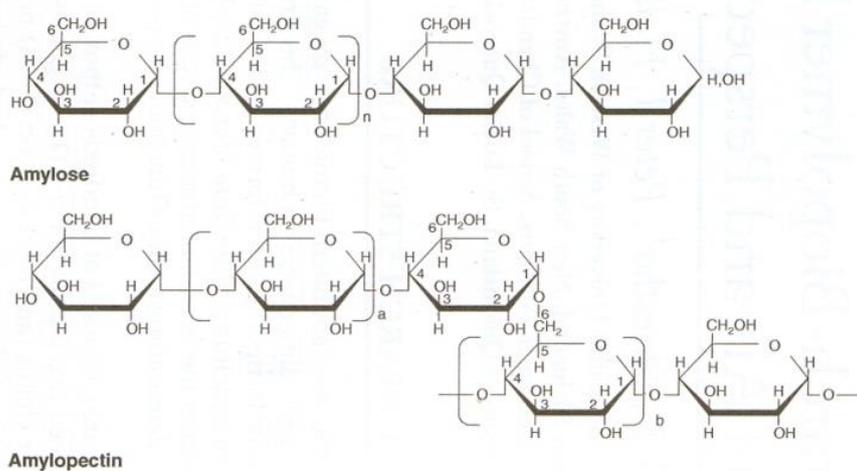


Figura I.6. Estructuras de la amilosa y amilopectina.

Fuente: Tester, Karkalas & Qi (2004)

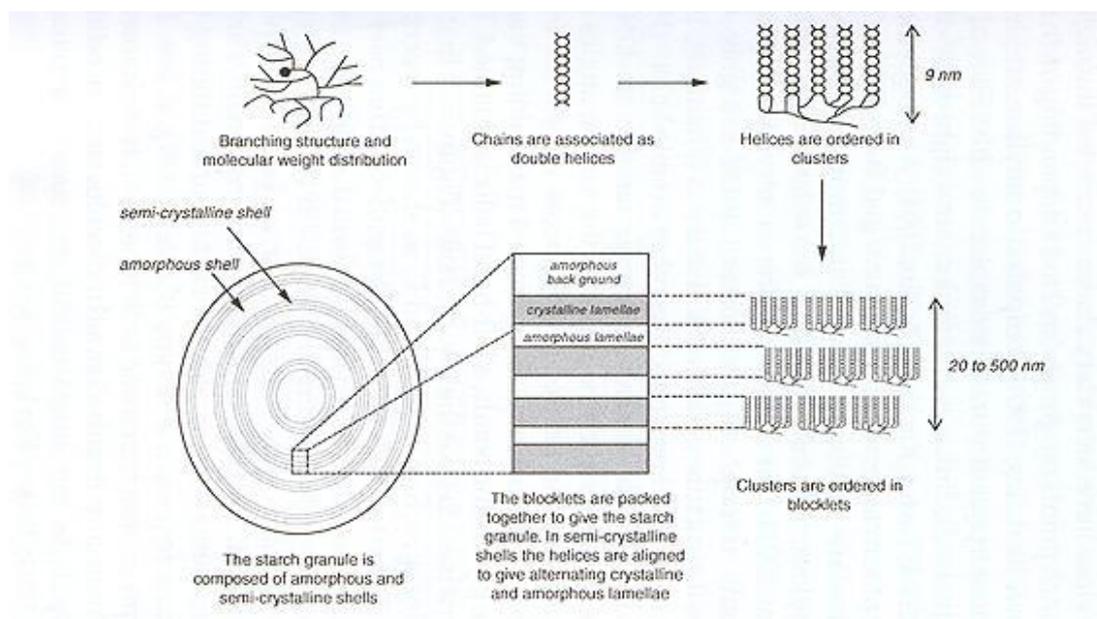


Figura I.7. Estructura del almidón, desde el nivel molecular hasta el gránulo.

Fuente: Halley & Avérous (2014).

Existen diferencias entre las moléculas de almidón en función de la disposición de las hélices distinguiéndose tres estructuras que forman las láminas cristalinas: A, B o C (Imberty et al., 1991):

- Tipo A: Se encuentra comúnmente en cereales como el maíz, trigo y arroz.
- Tipo B: Se encuentra en los tubérculos como la patata.
- Tipo C: Es una combinación de A y B, y se encuentra principalmente en las leguminosas (Gidley, 1987).

Los almidones de la mayoría de las plantas están compuestos por aproximadamente el 15-30% de amilosa y 70-85% de amilopectina (Halley and Avérous, 2014).

Las características que determinan la funcionalidad del almidón son (Halley. and Avérous, 2014):

- El tamaño y tipo de grano.
- Cristalinidad.
- Ratio de amilosa/amilopectina.
- Densidad del envase.
- Presencia de grasa.
- Gránulos de almidón encapsulados.
- Capacidad de hincharse.
- Gelatinización.
- Retrogradación
- Propiedades reológicas.
- Otras.

Los almidones puros suelen ser inapropiados para las aplicaciones industriales debido principalmente a su viscosidad y la rigidez del gel de almidón (Wurzburg, 1995). Las moléculas de almidón deben modificarse química o físicamente para mejorar sus características positivas y/o minimizar sus efectos negativos (Chiu and Solasek, 2009) o mezclarse con otros materiales para conseguir propiedades más adecuadas para su explotación.

La modificación del almidón es básicamente una alteración de la estructura semicristalina inicial que afecta a los enlaces de hidrógeno de forma controlada.

Existen multitud de métodos para la modificación del almidón, diseñados en función de las necesidades requeridas para la elaboración de un producto concreto basado en almidón. Se diferencian básicamente en modificaciones físicas y químicas (Wurzburg, 1995).

1. Modificaciones físicas incluyen:
  - a. Pregelatinización
  - b. Molienda
  - c. Solución en agua fría
  - d. Recocido
  - e. Tratamiento en agua caliente
  - f. Secado con calor
2. Modificaciones químicas incluyen:
  - a. Hidrólisis ácida.
  - b. Oxidación
  - c. Dextrinizado
  - d. Reticulado
  - e. Estabilización (Almidón acetato (SA), Almidón fosfato (AP), almidón sodium octenyl succinato (SSOS)
  - f. Hidroxipropilación (HPS)

### A) Almidón termoplástico (TPS)

---

El procesado físico que habitualmente se le aplica al almidón conlleva la rotura de la estructura granular semicristalina de la molécula para la obtención de un almidón modificado, de estructura compacta, más viscosa, opaca, termoestable y con una cristalinidad tipo B. Este primer procesado lo componen básicamente dos tratamientos, la gelatinización, que es la rotura de la estructura del almidón con agua caliente obteniendo una pasta de almidón o gel amorfa, y la retrogradación que consiste en la reasociación de las moléculas mediante el enfriamiento de la pasta formando una estructura compacta, termoestable, más resistente a elevadas temperaturas de fundido, etc.. Ésta pasta es muy válida para la industria del almidón,

bien para la obtención de láminas de almidón comestibles o para la producción de almidón termoplástico (TPS) biodegradable.

La propiedad de gelatinización del almidón a menudo determina su uso final y depende de la fuente del almidón, sobre todo del ratio amilosa/amilopectina (Shogren, 1998), afectando a las propiedades mecánicas del polímero como la resistencia a la tracción, que se ve favorecida con concentraciones preferentes de amilosa frente la amilopectina (Hulleman et al., 1998).

Sin embargo, sólo con la modificación física del almidón no se pueden formar films con las propiedades mecánicas necesarias, por ejemplo para su uso como envase. Es necesario mezclarlo con plastificantes u otros materiales. Los plastificantes son moléculas de bajo peso molecular que forman enlaces secundarios con las cadenas del polímero. Se usan principalmente para favorecer la gelatinización y evitar la degradación del polímero durante la extrusión. Afectan directamente a las propiedades mecánicas del polímero reduciendo el módulo, la resistencia a la tracción, la dureza, la densidad, la viscosidad de fundido, la temperatura de transición vítrea, la carga electrostática y la resistencia al volumen. Por el contrario, aumentan la flexibilidad, la resistencia a la rotura, la constante dieléctrica y la resistencia.

El glicerol es el plastificante más usado como plastificante, sin embargo, el principal plastificante del almidón es el agua, aunque también se usan el sorbitol y la urea entre otros. La concentración de glicerol como plastificante mejora la capacidad de biodegradación del TPS.

Los TPS formados a partir de concentraciones elevadas de amilosa se prefieren para obtener materiales biodegradables debido a que aumenta la hidrofobicidad, disminuye la absorción de agua y presenta mejores propiedades barrera. Algunos ejemplos de TPS biodegradables son el TPS con plastificante, el almidón acetato (SA) con o sin plastificante y el almidón hidroxipropilado (HPS) (Halley. and Avérous, 2014).

No obstante, la habilidad de los TPS de estar provistos de fácil moldeado y termoestabilidad, propiedades mecánicas adecuadas y estabilidad está siempre expuesta a examen (Chaudhary et al., 2009). Según autores, los termoplásticos basados en almidón poseen generalmente viscosidades elevadas, pobre capacidad de mezcla, sensibles al agua (debido a grupos hidroxilo) y quebradizos (Kalambur

and Rizvi, 2006). Por estas razones, los TPS suelen formar mezclas con otros polímeros sintéticos que cubren estas deficiencias.

## B) Mezclas del almidón termoplástico con otros polímeros (TPS-polymer blends)

---

Los polímeros de almidón mezclado se producen fundiendo el TPS, almidón químicamente modificado o a veces el almidón puro con compuestos petroquímicos, bio-basados o inorgánicos, mediante diversos procesos (Figura I.8) para obtener una mezcla homogénea (Shen et al., 2009) que presente diversas propiedades según la aplicación. Las mezclas de almidón pueden ser completamente biodegradables o duraderas basadas en componentes no biodegradables como el PP y el PUR para mejorar el contenido renovable de la mezcla (Halley and Avérous, 2014).

Los plásticos de almidón son especialmente atractivos para la industria del plástico como alternativas a los de origen petroquímico en gran parte porque, con poca o ninguna modificación, están preparados para procesarse mediante los métodos convencionales como:

- Soplado de film.
- Extrusión
- Termoformado
- Inyección por moldeo
- Espumas
- Revestimiento por extrusión

Muchas de las investigaciones comerciales asocian el TPS con otros polímeros (sintéticos o naturales), rellenos o nano-rellenos y/o almidones modificados (Avérous, 2004; Halley, 2005). Estos polímeros sintéticos pueden proceder de fuentes renovables o biopolímeros y de fuentes no renovables, sin embargo, los naturales siempre son renovables.

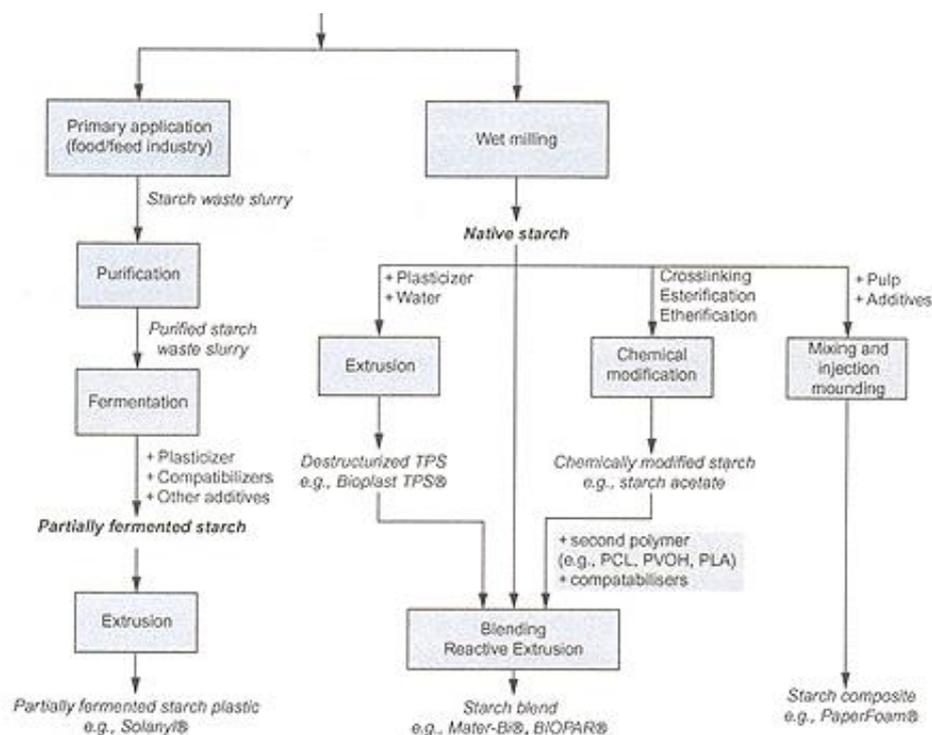


Figura I.8. Tecnologías para la producción de plástico de procedente del almidón.

Fuente: Shen, H. et al., (2009)

Las primeras investigaciones que se realizaron con mezclas de TPS son de 1980-1987, en las que se estudiaron las mezclas con PE (TPS-PE) y PEEA (poly (ethylene acrylic acid)), (TPS-PEEA), para la fabricación de film con fin agrícola. En los años noventa se estudiaron mezclas de TPS con EVOH (poly (ethylene-co-vinyl alcohol)), (TPS-EVOH), que resultaron ser fragmentables, no biodegradables. También se ha demostrado que la mezcla entre TPS y PVOH puede aumentar las propiedades mecánicas del polímero (Liu, Feng and Yi, 1999).

Para mantener la biodegradabilidad del polímero se han desarrollado multitud de mezclas de TPS con polímeros biodegradables, renovables y no renovables, pero la mayoría de las mezclas se realizan con poliésteres biodegradables como la PCL, PEA, PHBV, PBSA, PLA y PHEE (Halley and Avérous, 2014).

Los poliéster constituyen un grupo importante de polímeros sintéticos que se caracterizan por la presencia de enlaces ésteres (-CO-O-) en la cadena principal. No presentan interacciones intermoleculares fuertes y, por lo tanto, sus propiedades son

mucho más sensibles a las variaciones estructurales. Los poliésteres, en general, y los poliésteres alifáticos en particular, presentan cierta tendencia a hidrolizarse confiriéndoles facilidad para la biodegradación (Lee et al., 1991; González, 1997).

Las mezclas TPS-Poliéster presentan un incremento en el carácter hidrofóbico, menor permeabilidad al agua y mejores propiedades mecánicas frente al TPS puro. Sin embargo, las mezclas de TPS y el poliéster biodegradable son bastante inmiscibles y requieren de compatibilizantes para hacerlas miscibles y competentes como el anhídrido maleico (MA), metacrilato poliglicólico, copolímeros injertados o “graft” (Halley and Avérous, 2014). Esta inmiscibilidad confiere a la mezcla ciertas propiedades beneficiosas ya que forma una estructura de tipo multicapa en la que el poliéster tiende a situarse en la superficie disminuyendo significativamente la sensibilidad al agua (Avérous and Fringant, 2001). También el almidón se utiliza ampliamente en las mezclas porque reduce el coste del poliéster mientras se mantienen las propiedades mecánicas deseadas.

En general el almidón pueden formar estructura estable con los polímeros sintéticos que presentan grupos funcionales como: ácido carboxílico, anhídrido, epoxy, uretano, oxazolina. La concentración de almidón en las mezclas varía también, principalmente en función de la aplicación que se le vaya a asignar a dicha mezcla y del polímero con el que se mezcla, llegando a alcanzar hasta el 80%.

En general, la mayoría de los polímeros naturales como el almidón o la celulosa son materiales hidrofílicos por la presencia de grupos polares como el hidróxilo en su estructura. El almidón facilita y mejora la biodegradabilidad de los polímeros biodegradables (biopoliésteres) como el PLA y el PHEE. Los microorganismos degradan, hidrolizan preferentemente el almidón facilitando el acceso al resto del polímero.

En resumen, existen multitud de polímeros de base de almidón desarrollados en el mercado en los que la presencia de almidón, puro o modificado, aporta o refuerza la biodegradabilidad inicial del polímero, además de reducir el coste y mantener las propiedades mecánicas. Los polímeros con los que se mezcla pueden ser de origen renovable o no renovable, biodegradables o no biodegradables, siendo mayoritarias las mezclas de poliésteres biodegradables (Halley and Avérous, 2014).

### C) Mercado de los polímeros de almidón en el sector del envase

Tradicionalmente, las principales aplicaciones de los polímeros basados en almidón fueron espumas de relleno para envase y bolsas para compostaje. Actualmente, sus aplicaciones se han extendido en áreas muy diferentes, abordando todo tipo de materiales para el envasado, tanto bolsas de diferentes características, envases rígidos y bandejas, aplicaciones en agricultura y horticultura como film de cubrición, macetas, lazos para viñedos y material para pesca.

También están creciendo las aplicaciones en el mercado electrónico, en este caso con las mezclas más duraderas como PP y PE. Existen igualmente aplicaciones en el material escolar como reglas y sacapuntas, en el sector juguetes y en el de higiene personal. El ámbito de la medicina también dispone de materiales fabricados con polímeros con base de almidón, sobre todo para el tratamiento temporal de los huesos, implantes y suturas entre otros, para los que la biocompatibilidad y la biodegradabilidad del polímero es importante.

Muchas de las compañías y marcas de polímeros basados en almidón están consolidadas en el mercado y muchas otras son emergentes, sobre todo en el mercado asiático. La industria Novamont de Italia es líder a nivel mundial en la producción de bioplásticos basados en almidón con una capacidad de producción anual de 80000 toneladas y con más de 1000 patentes relacionadas con tecnologías aplicadas en materiales de almidón para las mezclas, aditivos y obtención de TPS (Novamont, 2013). Esta empresa, que procesa principalmente almidón de maíz, compite en el desarrollo de patentes para refuerzo de las mezclas con almidón con otra compañía líder en el mercado de los polímeros con base de almidón, Biotec Biologische Naturverpackungen de Alemania, que procesa almidón de patata con los que obtiene gran cantidad de patentes del procesado del TPS.

El desarrollo de los plásticos de almidón está en continuo crecimiento. Las principales aplicaciones son todas aquellas que requieren de la biodegradabilidad del polímero, aunque también se están desarrollando mezclas cuyo principal valor es la presencia de almidón como material renovable con características resistentes a la biodegradación. Algunas de las oportunidades que presentan los plásticos de almidón son:

- Fáciles de procesar utilizando las actuales técnicas y equipos de procesado.
- Desarrollo de nuevas propiedades funcionales comercialmente atractivas.
- Propiedades barrera a los gases son moderadamente buenas.
- Los film de TPS y mezclas de almidón son razonablemente transparentes comparadas con otros bioplásticos.
- Hay buena oportunidad en el desarrollo de composites de almidón para la mezcla con otros biopolímeros.

#### 1.1.4. Sistemas de compostaje industrial: Pila y Túnel

La mayoría de los bioplásticos biodegradables, renovables o no, están diseñados para tratarse, al final de su vida útil, junto con los residuos orgánicos en compostaje, como principal tratamiento orgánico. El sistema de gestión de residuos urbanos, independientemente de las diferencias entre modelos de recogida y tratamientos, está diseñado para recoger y tratar los residuos evitando su abandono y descontrol. Por lo tanto, como ya se comentó en apartados anteriores, los bioplásticos biodegradables con aplicaciones en el envasado de alimentos están diseñados principalmente para ser recogidos por vía municipal junto con el resto de residuos orgánicos, y se traten y biodegraden conjuntamente, bien sea mediante el compostaje o la biometanización.

Sin embargo, se debe tener en cuenta que la biodegradabilidad de estos envases, y en particular las bolsas, están diseñadas para una recogida separada de la fracción orgánica de los residuos, en cuyo caso, la eliminación de estos polímeros biodegradables deberá realizarse a través del contenedor de residuos orgánicos, junto con los que se garantizará el tratamiento orgánico correspondiente en la planta, bien sea compostaje o biometanización. Actualmente en España, los municipios que disponen de una recogida separada de los residuos orgánicos son minoritarios, sin embargo, en los últimos diez años han ido en aumento y la previsión es que continúe así. La vigente Directiva<sup>8</sup> 2008/98/CE en materia de residuos, en su artículo 22, establece que los Estados miembros deben adoptar medidas para impulsar la

---

<sup>8</sup> Unión Europea. Parlamento Europeo y del Consejo. Directiva 2008/2008/CE sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas, 19 de noviembre de 2008.

recogida separada de los biorresiduos<sup>9</sup> y, como ya se adelantó en apartados anteriores, está previsto que se contemple instaurar la recogida separada como objetivo obligatorio para todos los Estados miembros en 2025.

En la actualidad, se ha comprobado que es muy difícil obtener una recogida separada de orgánica libre de impropios. Un estudio realizado en 193 localidades de Cataluña presenta valores entre 5-30% de impropios, donde destaca gran variabilidad según diversos factores socio-económicos (Álvarez et al., 2008). No obstante, la cantidad de impropios presentes en la fracción orgánica separada mecánicamente en planta de la fracción resto (FORSU) es aproximadamente del 50% (López et al., 2014). Por lo tanto, hoy por hoy es difícil disponer de una fracción orgánica limpia de impropios desde su recogida.

Independientemente del modelo de recogida y sistemas de separación previos, las técnicas de compostaje aplicadas tanto para la FORSU como para la fracción orgánica de recogida separada, son los mismos.

## A) Proceso de compostaje

---

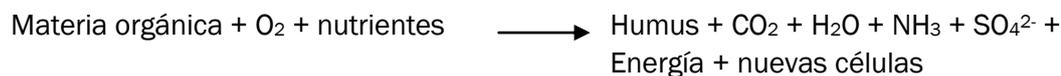
El proceso de degradación biológica de residuos orgánicos está documentado desde el siglo I d.C. (Holgado y col., 1988). Desde entonces los agricultores han seguido esta práctica de degradación natural utilizando el producto resultante como abono. Con esta práctica, en la que el agricultor apenas intervenía, no siempre se conseguían productos de buena calidad nutritiva. Actualmente, es necesario el control del proceso de compostaje así como del producto final, compost, para asegurar una buena calidad con mínimos costes y menor tiempo de proceso.

El compostaje se basa en la acción de diversos microorganismos aerobios (Haug, 1993), que en presencia de oxígeno degradan de manera sucesiva la materia orgánica original, en función de la influencia de diversos factores, reduciendo el volumen y el peso de los residuos, provocando su humificación y oscurecimiento

---

<sup>9</sup> Biorresiduo: “residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor, y residuos comparables procedentes de plantas de transformación de alimentos” (Directiva 2008/2008/CE sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas).

(Nakasaki, 2005), a la vez que generan gases, agua y calor como residuos de su metabolismo (Moreno y Moral, 2008).



Fuente: Tchobanoglous G. et al. (1994)

Las variables que afectan a los sistemas de compostaje se pueden clasificar en dos grupos:

1. *Parámetros de seguimiento.*

Aquellos que se deben medir a lo largo de todo el proceso y adecuar, si fuera necesario a los intervalos que requiere cada fase (Jeris y col., 1973).

2. *Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato.*

Aquellos que se deben medir y ajustar a los valores adecuados antes del inicio del proceso (Madejón y col., 2001).

Es muy importante tener en cuenta que los valores o intervalos óptimos están influenciados por las condiciones ambientales, el tipo de residuo a tratar y el sistema de compostaje elegido (Moreno y Moral, 2008).

**i. Parámetros relativos a la naturaleza del residuo**

a) *Tamaño de partícula.*

El control del tamaño de partícula es un factor muy importante por varios motivos. El primero es que cuanto mayor sea la superficie expuesta al ataque microbiano por unidad de masa, más rápida y completa será la reacción. Por lo tanto, cuanto menor sea el tamaño de partícula los microorganismos podrán acceder mejor y más rápidamente para su biodegradación.

Sin embargo, un tamaño de partícula muy fino reduce el espacio entre partículas (Haug, 1993), aumentando la compactación y reduciendo la capacidad de aireación natural del sustrato, y en definitiva limitando el proceso. La trituración previa del material antes del compostaje es aconsejable sobre todo para materiales más resistentes a la degradación como los restos de podas y de elevado contenido en lignina. No obstante, en las plantas de compostaje de FORSU no es habitual este procedimiento en el que el residuo orgánico, previamente separado en planta, no se suele mezclar con estos restos de poda que hacen la labor de estructurante además de aportar C a la mezcla.

#### *b) Relaciones C/N*

La relación C/N es muy importante porque es la base de la alimentación de los microorganismos. Éstos consumen 30 partes de C por cada una de N, por esta razón el intervalo óptimo es 25– 35 (Jhorar y col, 1991). Se debe tener en cuenta que esta relación varía considerablemente en función de las materias primas a compostar.

La relación C/N influye de forma importante en la velocidad del proceso de forma que si  $C/N > 40$ , hay un exceso de carbono que los microorganismos deben oxidar con disponibilidad deficiente de N para su multiplicación. Al contrario, si la C/N es muy baja, 18-19, el compostaje es rápido debido al acelerado crecimiento de los microorganismos pero agota rápidamente las reservas de oxígeno y libera el exceso de N en forma de amoníaco generando malos olores además de la pérdida del N como nutriente. Es aconsejable que al finalizar el proceso la relación C/N sea inferior a 20/1, ya que es muestra de la pérdida de carbono debido a la biodegradación.

#### *c) Nutrientes*

El contenido de nutrientes de un sustrato o residuo orgánico a compostar es de vital importancia principalmente por dos motivos, el primero que puede limitar o favorecer la diversidad y cantidad de microorganismos en función de la presencia o ausencia de nutrientes básicos para el desarrollo de su actividad microbiológica, y en segundo lugar, porque pueden determinar la utilidad agronómica del producto final en función de la disponibilidad de los elementos nutritivos que posean (Kiehl, 1985) así como posibles contaminantes.

Los principales nutrientes para el desarrollo microbiano son los denominados macronutrientes en los que destacan el C, N y P. Estos macronutrientes están presentes inicialmente en compuestos orgánicos complejos (hidratos de carbono, proteínas, lípidos) que son descompuestos por los primeros microorganismos descomponedores en sustancias más simples y asimilables por otros microorganismos de diferentes características.

El C es necesario para la síntesis celular y durante el metabolismo se oxida para producir energía y CO<sub>2</sub>. Debe estar en mayor cantidad ya que solo las células de los microorganismos están constituidas por el 50% de C. El N es esencial para la reproducción celular, además, es un elemento esencial que determina la calidad del compost final como fertilizante del suelo. El P es imprescindible para la formación de compuestos celulares ricos en energía necesarios para el metabolismo microbiano (Moreno y Moral, 2008).

Existen otros nutrientes necesarios en menor concentración, micronutrientes o elementos traza, pero con un importante papel en procesos esenciales como la síntesis de enzimas, el metabolismo y mecanismos de transporte intra y extra celular (Miyatake et al., 2006). Algunos de estos micronutrientes son el B, Ca, Cl, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Se, Na y Zn. Sin embargo, estos elementos en concentraciones superiores a las necesarias podrían ser tóxicos para los microorganismos implicados en el compostaje.

Es importante tener en cuenta que no todos los materiales que presentan un contenido de elementos similar se biodegradan de igual forma si no que, en las mismas condiciones ambientales, su biodegradabilidad depende principalmente del tipo de moléculas que componen (tamaño molecular y tipo de enlaces químicos) y de la habilidad de los microorganismos para producir las enzimas necesarias para su degradación (Moreno y Moral, 2008). Es decir, que la presencia de una diversidad microbiológica suficiente para biodegradar los compuestos orgánicos presentes en los residuos es la base para alcanzar el nivel de biodegradación deseado.

#### *d) Materia orgánica*

La materia orgánica es un concepto más general que implica o determina el contenido en nutrientes ya que dependiendo de la cantidad y calidad de ésta se

dispondrá de mayor o menor cantidad de nutrientes tanto para los microorganismos responsables del compostaje como presentes en el producto final tras el proceso.

La materia orgánica es biotransformada por reacciones de oxidación-reducción catalizadas por enzimas microbianos, liberados al medio externo por un número limitado de microorganismos. Estas enzimas catalizan la hidrólisis de los polímeros más abundantes de origen animal y vegetal que no pueden atravesar las membranas de los microorganismos. Los microorganismos utilizan preferentemente nutrientes solubles en agua, por lo tanto todos aquellos polímeros que no presenten dicha característica dispondrán de una lenta biodegradación o una baja biodegradabilidad.

Durante el compostaje el contenido de materia orgánica tiende a descender debido a la mineralización y la pérdida de C en forma de CO<sub>2</sub> principalmente. La degradación de la materia orgánica sucede fundamentalmente en la superficie de las partículas orgánicas. Algunos compuestos de la materia orgánica son utilizados para la formación de nuevos microorganismos y nuevos tejidos y otros se van degradando hasta transformarse finalmente en agua y CO<sub>2</sub>.

Se pueden diferenciar dos etapas en el proceso de degradación de la materia orgánica. La primera se caracteriza por una biodegradación rápida de las sustancias más lábiles, los hidratos de carbono, transformados en cadenas de carbono más cortas, solubles, simples y más estables. En una segunda fase, otros microorganismos diferentes degradan los materiales orgánicos más complejos y resistentes (ligninas) que se degradan lentamente y/o se transforman en compuestos húmicos (Tomati et al., 2000; Castaldi et al., 2005).

Por lo tanto, la velocidad de transformación de la materia orgánica depende de su naturaleza física y química, de los microorganismos que intervienen y de las condiciones físico-químicas del proceso (humedad, aireación, temperatura y pH) (Michel et al., 2004).

#### *e) Conductividad eléctrica (Ce)*

La conductividad de un compuesto es la capacidad de éste de conducir la electricidad. Está determinada por la naturaleza y composición del material de partida, fundamentalmente por su concentración de sales e iones durante el proceso (Sánchez-monederó et al., 2001). Generalmente tiende a aumentar durante el

proceso debido al aumento de la concentración de nutrientes, sin embargo, en ocasiones puede disminuir debido a exceso de lixiviación que pueden ser provocados por una excesiva humectación.

Es importante conocer y controlar el contenido en sales de un compost. Debe ser proporcional a la concentración de sales del suelo donde se vaya a añadir y el tipo de planta que vaya a crecer debido a que un exceso de salinidad dificulta la absorción de agua por las raíces (Moreno y Moral, 2008).

## **ii. Parámetros de seguimiento**

### *a) El oxígeno.*

Es el elemento principal que se consume durante el proceso de compostaje y por lo tanto imprescindible ya que los microorganismos que intervienen son aerobios y requieren de cierta cantidad de oxígeno para su desarrollo. Una aireación insuficiente provoca la sustitución de los microorganismos aerobios por anaerobios dificultando la descomposición además de la generación de gases contaminantes como el sulfuro de hidrógeno (Bidingmaier, 1996) o el metano. Por el contrario, el exceso de ventilación puede provocar enfriamiento de la masa y una elevada desecación reduciendo la actividad metabólica de los microorganismos (Zhu et al., 2004). Su medición requiere de equipos costosos, aunque según Kulcu et al. (2004) puede estimarse de forma indirecta en función de la temperatura y la humedad.

El consumo de oxígeno no es constante sino que varía en función de la actividad microbiológica existente y la fase del proceso en la que se encuentre. Al comienzo del proceso de compostaje la velocidad de fermentación de la materia orgánica es alta y por ello también el consumo de oxígeno. Más adelante la actividad de los microorganismos se reduce, por lo tanto el consumo de oxígeno y la velocidad de degradación bajan. La buena ejecución de las operaciones de aireación no aseguran que el oxígeno llegue a todas las partes del material generándose microambientes anaerobios.

*d) La humedad.*

La presencia de agua es imprescindible para el desarrollo de las actividades fisiológicas de los microorganismos ya que es el medio de transporte para las sustancias solubles que sirven de alimento y de los productos de desecho (Moreno y Moral, 2008).

El control de la humedad requiere un conocimiento de la porosidad del sustrato a compostar o espacio libre entre las partículas (FAS<sup>10</sup>) ya que se debe garantizar que no ocupe la totalidad de dicho espacio necesario para que circulen adecuadamente el oxígeno (evitar la anaerobiosis) y los gases producto de la descomposición del material. El nivel óptimo para el proceso de compostaje se sitúa entre el 50 y el 70%, según el tipo de sustrato.

La humedad óptima para los RU se sitúa entre 50-55% (Haug, 1993). La actividad decrece mucho cuando se sitúa por debajo de 30%, se inhibe casi en su totalidad por debajo de 20% y generalmente se produce anaerobiosis y lavado de nutrientes por lixiviación si supera el 70%. Con un buen control de la humedad y de la aireación se puede controlar la temperatura (Moreno y Moral, 2008). En compostaje industrial son los principales parámetros utilizados para mantener la temperatura en los niveles adecuados, no obstante varían en función de la técnica de compostaje aplicada.

*e) La temperatura.*

El proceso de descomposición aeróbico es exotérmico, es decir, se libera energía en forma de calor. La temperatura es el síntoma más claro de la actividad microbiana que está compostando la materia orgánica, por ello, es considerada tradicionalmente como variable fundamental de control (Liang et al., 2003; Miyatake et al., 2006) y su medición durante el proceso es sencilla y rápida permitiendo si fuera necesario una actuación inmediata.

Además, es uno de los factores cuya variación afectan más a la actividad de los microorganismos si se compara con cambios en la presencia de humedad, pH o C/N. Consta básicamente de cuatro fases determinadas por las reacciones metabólicas debidas a la sucesión de los diversos microorganismos adaptados a diferentes

---

<sup>10</sup> Free Air Space. Espacio de aire libre, concepto utilizado por primera vez por Shulze (1992) que relaciona los contenidos de humedad, densidad aparente y la densidad real y la porosidad.

intervalos de temperatura óptima, en el que su actividad es mayor y más efectiva (Figura I.9) (Moreno y Moral, 2008):

1. Mesófila inicial (10-45 °C)
2. Termófila (45-70 °C)
3. Mesófila final o enfriamiento
4. Maduración (T<sup>a</sup> ambiente)

El calor desprendido provoca la variación de temperatura en los residuos orgánicos en compostaje que dependerá de la adecuación de los demás factores a los intervalos óptimos, así como del tamaño de la pila (el calor acumulado es proporcional al volumen o masa de la pila), del tipo de aireación y de las condiciones ambientales (Ekinci et al., 2004).

La variación de temperatura a lo largo del proceso va condicionando el tipo de microorganismos que actúan en cada fase junto con la evolución de los nuevos compuestos orgánicos productos de anteriores reacciones. Para que el calor producido tenga el impacto deseado es necesario que los residuos estén mínimamente apilados para impedir su disipación. El calor queda atrapado en el material generando un efecto de retroalimentación. Al aumentar la temperatura se aceleran las actividades metabólicas microbianas hasta alcanzar aproximadamente los 60 °C, en la que sólo sobreviven algunas bacterias contribuyendo a eliminar los microorganismos patógenos (para cultivos y humanos), lo que en compostaje se llama "higienización".

Para un desarrollo óptimo del proceso de compostaje es necesaria una temperatura entre 45 y 55°C, para algunos autores, y de entre 52 y 60° C para otros (Mohee, R. y Mudhoo, A. 2005). Se dice que el proceso de compostaje es más efectivo si las temperaturas se mantienen en los niveles más elevados sin inhibir el proceso

f) *El pH.*

Al igual que la temperatura, el pH influye en el proceso debido a su acción sobre los microorganismos. Su medida se realiza en laboratorio sobre un extracto acuoso y es considerado una aproximación del pH *in situ* (Sundberg et a., 2004).

La evolución del pH en el compostaje consta de tres fases en la que comienza con niveles ácidos (4-6) en la primera semana del proceso, producto de la degradación de los compuestos más lábiles en la que se liberan ácidos orgánicos. Durante la fase termófila, el pH aumenta hasta niveles 8-10 debido a la progresiva alcalinización por la descomposición de los ácidos orgánicos y la generación de amoníaco, procedente de la descomposición de las proteínas (Sánchez-Monedero et al., 2001). La tercera fase o fase de enfriamiento y maduración el pH desciende ligeramente para quedar cercano a la neutralidad (7-8) debido a la formación de compuestos húmicos que presentan propiedades tampón (Figura I.9). Los valores de pH cercanos o por encima de 9 favorecen la conversión del nitrógeno en amonio que afecta negativamente al crecimiento y actividad de los microorganismos (Moreno y Moral, 2008).

Un compostaje con aireación adecuada conduce a productos finales con un pH entre 7 y 8; valores más bajos son indicativos de fenómenos anaerobios y de que el material aún no está maduro (Moreno y Moral, 2008).

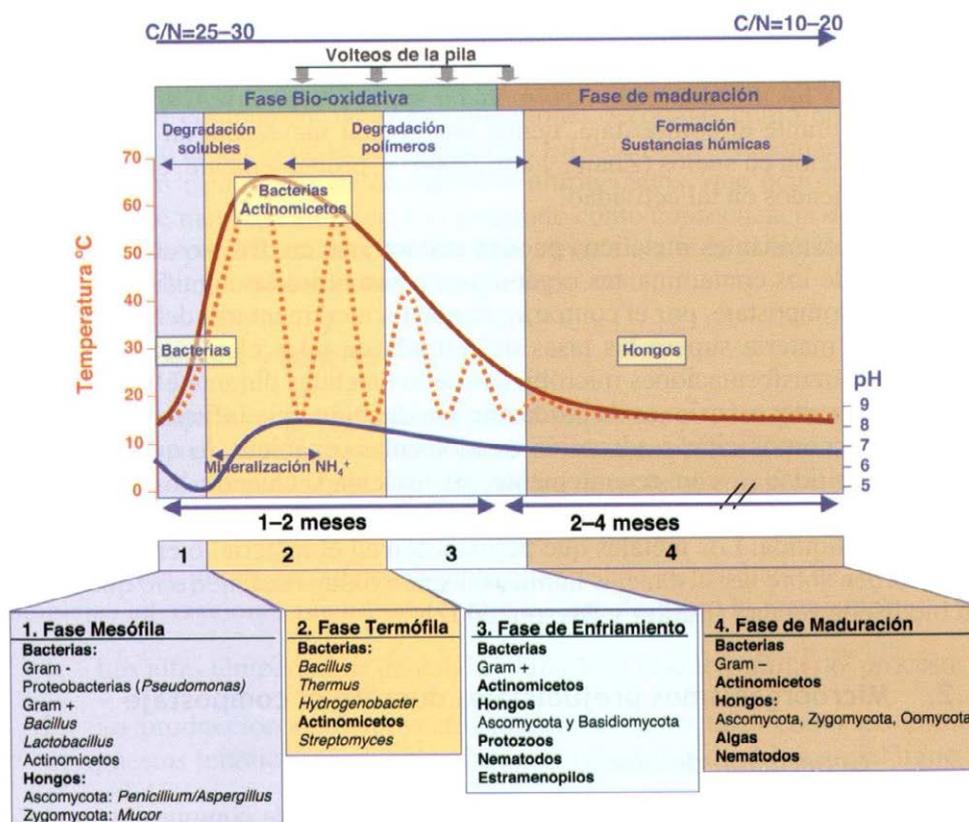


Figura I.9. Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje.

Fuente: Moreno y Moral (2008).

Todos estos factores influyen significativamente en cualquier proceso de compostaje. Controlando y ajustando tanto los parámetros iniciales como los de seguimiento a los intervalos adecuados se puede obtener una buena calidad de producto.

Sin embargo, en las plantas de compostaje de residuos de origen municipal no es habitual que se realice un control tan exhaustivo del proceso. Sea la técnica de compostaje que se aplique, el control de la calidad del residuo inicial así como del proceso se suele limitar a caracterizaciones periódicas en las que se determina el tipo y cantidad de impurezas que alcanzan el proceso de compostaje, y esporádicamente, a alguna analítica físico-química del residuo de entrada. El control del proceso también es muy reducido, principalmente se limita al control de la temperatura, sobre todo porque aporta información de la evolución del proceso de una forma sencilla y rápida. Las técnicas de compostaje que presentan mayor automatización como el túnel, facilitan la obtención de datos de forma continua debido a las sondas de temperatura y oxígeno, así como el caudal de aireación y de regado.

El control de la calidad del compost se realiza mediante analíticas físico-químicas periódicas en las que se miden el contenido en nutrientes básicos y los compuestos cuya concentración está regulada por el Real Decreto<sup>11</sup> de fertilizantes en su Anexo V.

### B) Fases del proceso en planta de compostaje

Aunque los parámetros básicos que influyen en el proceso de compostaje son conocidos y se han realizado extensas investigaciones sobre éste, la realidad es que, como se ha comentado, en la mayoría de las plantas de compostaje industrial no se controlan las condiciones de operación para la obtención de un producto final de calidad constante y deseada. Esto es debido a multitud de factores, no sólo técnicos sino también económicos, políticos y sociales que dificultan la gestión eficiente de los residuos orgánicos de procedencia municipal.

---

<sup>11</sup> BOE. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. N° 164, p. 51116-51207.

Una planta de compostaje de RU es una instalación en la que se desarrollan un conjunto de operaciones diferentes cuyo principal objetivo es la producción de compost. Desde el año 2011 la Ley<sup>12</sup> de residuos y suelos contaminados define “compost” en su artículo 3 como “*enmienda orgánica obtenida a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente*”. Con anterioridad a la aprobación de esta ley se consideraba compost aquella enmienda orgánica obtenida mediante el mismo tratamiento sin excluir a los residuos orgánicos recogidos de forma mezclada. Actualmente, a pesar de que los procesos de tratamiento sean básicamente los mismos, se diferencian los productos en función del tipo de recogida aplicada denominándose “material bioestabilizado” (MB) el “*material orgánico obtenido de las plantas de tratamiento mecánico biológico de residuos mezclados*” según la nombrada Ley.

La principal diferencia de ambas materias primas reside en la concentración de materiales inertes e impropios que presenta el residuo orgánico a compostar, siendo habitualmente superior en la FORSU frente a la recogida separadamente. Los materiales impropios no biodegradables son de naturaleza diversa, tales como metales, diferentes tipos de plásticos, textiles, sustancias químicas, etc. que podrían aportar toxicidad al producto final y reducir su calidad.

Los condicionantes puntuales y asociados a la operación en planta afectan a la gestión de ésta. La estacionalidad en la generación de los RU es evidente y en zonas rurales es notorio el aumento de población durante los meses de julio, agosto y principios de septiembre, incrementando la generación de los residuos.

#### **i. Pretratamiento**

Con el fin de reducir la presencia de los impropios en el compostaje y en el producto final se llevan a cabo una serie de tratamientos mecánicos destinados a eliminarlos del flujo orgánico tras su recogida. Estos procesos mecánicos se realizan en las plantas de tratamiento de residuos y se aplican en mayor medida para la depuración de la FORSU por lo que también se considera un pretratamiento del

---

<sup>12</sup> BOE. Ley, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Nº 181, p. 85650-85704.

material antes del compostaje. Además, es muy frecuente que sirvan también para la recuperación de materiales reciclables, sobre todo metales.

Los procesos mecánicos aplicados para el pretratamiento de la fracción orgánica varían de unas plantas a otras pero todas o casi todas constan de:

- **Criba giratoria o trómel.** Separa por tamaño la fracción orgánica del residuo en bruto a través de unas perforaciones cuyos tamaños varían según la planta (80-90 mm de diámetro). La criba dispone de una serie de púas que desgarran y abren las bolsas facilitando que salga el residuo.
- **Cintas transportadoras.** Estructuras metálicas que disponen de una cinta móvil de material plástico resistente.
- **Separador magnético u overband.** Separa los materiales férricos por medio de un imán.
- **Separador de aluminio.** Separa los materiales de aluminio por repulsión mediante corrientes de Foucault.

Tras el pretratamiento se obtiene una fracción mayoritariamente orgánica biodegradable, de tamaño aproximado entre 80 y 90 mm según la luz de maya del trómel, en la que persisten impropios con un porcentaje que varía según la planta y la calidad del residuo de entrada entre un 30-50% en peso húmedo de la FORSU (Ayuntamiento de Madrid, 2011; López et al., 2014), y entre 5-30% de la fracción orgánica recogida de forma separada (FORM) (López et al., 2014).

La presencia de impropios en la fracción orgánica a compostar, bien sea FORSU o FORM, ejerce dos efectos principales en el compostaje. El primero es un efecto estructurante del material, efecto positivo ya que reduce la densidad de la fracción orgánica, muy elevada debido a la humedad (70-80%) (López et al., 2014) del residuo orgánico en descomposición, y que eleva el FAS acercándolo a niveles apropiados (30-35%) (Moreno y Moral, 2008). El segundo es un efecto negativo, sobre todo en las fases iniciales del proceso. Según apuntan López, M., et al (2014), el contacto de la materia orgánica con dichas impurezas puede aumentar de forma notable el contenido de contaminantes químicos en el compost, tanto por abrasión mecánica de éstos, como por degradación de los materiales plásticos y por disolución de metales debido a la acidez propia de las fases iniciales del proceso e incluso en procesos anaerobios transitorios.

A pesar de ejercer como estructurante, la preferencia en planta es depurar la fracción orgánica todo lo técnicamente posible, en primer lugar, para reducir el riesgo de contaminación del producto, y en segundo lugar, para aumentar la eficiencia del sistema orientado a recuperar los materiales reciclables.

## **ii. Compostaje: Fases bio-oxidativa y enfriamiento/maduración**

Independientemente de la técnica de compostaje aplicada (sistemas cerrados, abiertos, semicerrados, de aireación dinámica o estática, etc.) todas las plantas de compostaje acopian el residuo orgánico y realizan dos fases básicas del proceso, la fase bio-oxidativa, que corresponde con la hidrólisis enzimática de los materiales más lábiles y la degradación de las proteínas, contemplada en las etapas mesófila inicial y termófila, y la fase de enfriamiento, que corresponde con la etapa mesófila final en la que reinoculaciones externas de microorganismos biodegradan los compuestos más complejos y resistentes. Esta última etapa puede durar más o menos tiempo en función de la técnica de compostaje que se aplique y de las necesidades de la planta de liberar el espacio ocupado para el tratamiento de residuo nuevo.

En cada proceso y planta de compostaje se pueden desarrollar microorganismos diferentes dependiendo principalmente del sustrato o residuo de partida, tipo de operación del proceso y de las condiciones ambientales externas, por lo tanto, no existe a día de hoy un patrón de diversidad microbiana definido para el compostaje (Moreno y Moral, 2008), y por lo tanto, no existe una fórmula única de operación en planta y la comparación entre los procesos es complicada.

## **iii. Afino**

Tras la fase de enfriamiento se realiza un refino final o eliminación de los impropios que quedaron tras el pretratamiento. Se trata de un segundo tratamiento mecánico que consiste en un trómel de unos 10-15 mm de luz, en el que se retiran los impropios de mayor tamaño y más ligeros. El hundido de éste se hace pasar por una mesa densimétrica, en la que se separan los impropios de mayor densidad como el vidrio, arenas, chapas, etc. así como restos orgánicos que no han biodegradado en los tiempos aplicados (ej. Huesos).

#### iv. Maduración

Es posible que la fase de maduración se inicie antes del afino pero lo normal es que los tiempos de tratamiento se acorten y esta fase de comienzo tras la depuración de los impropios. Es habitual que esta última fase se lleve a cabo en pilas o hileras en las que se aconseja realizar algún volteo o aporte de oxígeno además de algún riego para facilitar la estabilización y humificación del producto (Moreno y Moral, 2008).

Las pilas de maduración se suelen disponer en superficies hormigonadas al aire libre o sotechadas para evitar el agua de lluvia. Esta fase es especialmente importante para técnicas de compostaje tipo túnel o tambor en los que el material sale con una actividad microbiológica relativamente importante. Uno de los principales problemas de la fase de maduración es que habitualmente el material llega con niveles de humedad muy bajos deteniendo los procesos biológicos, reduciendo la temperatura y dando lugar a confusión con un producto estabilizado.

En esta fase las bacterias mesófilas no solo degradan la MO sino también oxidan el  $H_2$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  y sulfuros, fijan el N, reducen sulfatos, producen exopolisacáridos y  $NO_2^-$  a partir de  $NH_4^+$  bajo condiciones heterotróficas (Díaz-Raviña et al., 1989; Beffa et al., 1996).

Los efectos fitotóxicos del compost han sido atribuidos a diversas sustancias tales como el  $NH_3$  (Wong, 1985; Barberis y Nappi, 1996; Tiquia y Tam, 1998), el óxido de etileno ( $C_2H_4O$ ) sintetizado durante la descomposición del compost en el suelo (Wong, 1985), a los ácidos orgánicos como el acético ( $C_2H_4O_2$ ) (Devleeschawer et al., 1981), propiónico ( $C_3H_6O_2$ ) y butírico ( $C_4H_8O_2$ ) (Chanyasak et al., 1983) y a fenoles ( $C_6H_6O$ ) (Albuquerque et al., 2006).

La producción de estos compuestos fitotóxicos es transitoria durante el compostaje, siendo superior en la primera fase bio-oxidativa de la MO y disminuye a medida que el proceso se estabiliza y predomina la humificación y mineralización del material. El aporte de  $O_2$  suficiente es determinante para acelerar la estabilización del proceso. Se ha observado que los sistemas con aireación forzada pueden acelerar la degradación de estos compuestos fitotóxicos (Moreno y Moral, 2008).

### C) Técnicas de compostaje en pila y túnel

Existen diversas técnicas de compostaje industrial en las que varían parámetros como la movilidad del residuo durante el proceso, forma física en la que se dispone o el nivel de aislamiento, combinándose entre sí a favor de unos u otros parámetros, y que deben ajustarse a las necesidades del tipo, calidad y cantidad de material a tratar, localización de la planta, condiciones ambientales de su ubicación, entre las más importantes. No se debe olvidar que la calidad del compost no solo depende de la técnica de compostaje aplicada sino también de las características físico-químicas del residuo orgánico de partida y del manejo y control adecuado del proceso de forma que garantice la higienización, estabilización y adecuada humificación del material.

Según la movilidad del residuo se tienen sistemas dinámicos o estáticos. En los primeros, el residuo a compostar se acopia y no se mueve de forma que la aireación es pasiva o natural, es decir, tiene lugar por el movimiento natural del aire debido a la difusión molecular, al viento y/o a la convección térmica (Moreno y Moral, 2008). La mayoría de los sistemas de compostaje pasivos implican una agitación o volteo periódico del material cuya principal labor, más que el aporte de oxígeno que es consumido rápidamente (Epstein, 1997; Haug, 1993), es el control de la temperatura y la reconstrucción del espacio poroso para favorecer los procesos de difusión y convección.

En los procesos de aireación forzada el aire se suministra a través de ventiladores o soplantes, o bien a través de la aspiración del aire que pasa a través del material en compostaje. El movimiento del aire suele ser más eficiente cuando se emplea la presión negativa debido a que la pérdida de presión es favorable pero provoca la obturación de los conductos de aireación. El aporte de aire de estos sistemas es programable y puede ser continuo, en él varía el flujo según la fase en la que se encuentre, o bien encendido o apagado según la necesidad. Normalmente el sistema de aireación forzada suele controlarse o regirse en base a la temperatura de los materiales incrementándose cuando la temperatura del proceso sobrepasa la fijada inicialmente.

En función de la forma física del material se tendrían pilas (hilera de sección triangular), trincheras (hilera de sección cuadrangular y encajada entre dos tabiques de hormigón), mesetas (hileras de sección trapezoidal).

Si se atiende al nivel de aislamiento del material se tienen sistemas abiertos, semicerrados y cerrados. En los sistemas abiertos el proceso de compostaje se realiza a cielo abierto, sobre un suelo de hormigón dispuesto con arquetas para la recogida de lixiviados. Es el sistema más económico y antiguo, principalmente aplicado en zonas abiertas de características rurales o semi-rurales. El proceso queda expuesto a las condiciones ambientales de la zona dificultando el su control. En los últimos años estas plantas se han ido cubriendo con sotechados o cubiertas para reducir el impacto de la lluvia, al menos en la fase de maduración.

Los sistemas semi-cerrados realizan todo el proceso de compostaje en una gran nave cerrada que dispone de un sistema de extracción y depuración de gases internos a través de una red de tuberías colocadas en el techo, que conducen el aire contaminado de gases y partículas hasta un biofiltro. Este sistema permite realizar un mejor control del proceso permitiendo medir y ajustar los parámetros de temperatura, humedad y aireación a los niveles necesarios. Este sistema permite ubicar las instalaciones en las cercanías de poblaciones, que serán en principio de mayor tamaño que para los sistemas abiertos.

Los sistemas cerrados implican que el residuo en compostaje no está en contacto con el exterior. Se trata de los sistemas técnicamente más avanzados y por consiguiente más caros. Estos sistemas aceleran los tiempos de proceso controlando de forma continua los parámetros de temperatura, humedad, aireación, pH del material e incluso del aire de entrada y salida del sistema. Mediante un sistema de sondas dispuestas en puntos determinados dan información de forma continua a un software o programa que regula automáticamente el proceso. Son sistemas estancos donde las condiciones ambientales no deberían de influir en el proceso y los gases contaminantes y lixiviados son recogidos, recirculados y/o tratados para su descontaminación.

Por lo tanto, la diferencia principal entre las diferentes tecnologías de tratamiento estriba en el tiempo de desarrollo del proceso, el equipamiento y la mano de obra necesaria.

A continuación se desarrollan las dos tecnologías de compostaje de mayor aplicación en España y a nivel europeo, el compostaje mediante pila volteada y el compostaje en túnel estático.

**v. Compostaje en pila volteada**

Es el sistema de compostaje más utilizado. La tecnología es relativamente simple y económica. Precisa de un área en la que se disponen las pilas, que puede estar más o menos cerrada, y de un sistema de volteo en el que se suelen utilizar máquinas volteadoras específicamente diseñadas para ello o mediante pala cargadora, de uso muy extendido.

El residuo a compostar se dispone en pilas de sección triangular. La anchura y altura de la pila dependen del tamaño de partícula para evitar apelmazamientos del material y disponer de la suficiente estructura para mantener el FAS adecuado. Las pilas suelen tener una base de 3-4 metros, una altura de 2-2,5 metros (Moreno y Moral 2008) y una longitud de 15-20 metros. A veces es necesario añadir material estructurante adicional para mantener la porosidad. Suelen ser materiales celulósicos que además contribuyen a mejorar la relación C/N inicial.

Las plantas disponen de programas de volteos y riegos periódicos adaptados a las necesidades en función de la fase de compostaje, garantizando los niveles de temperatura, humedad y oxigenación requerida, y de las condiciones ambientales. Además, el volteo es adecuado para mantener la homogeneización del material, reponer la porosidad y garantizar su higienización haciendo pasar todo el material por la zona central de la pila, de temperaturas y degradación más elevadas (Moreno y Moral, 2008).

Las ventajas y desventajas de este sistema están asociadas precisamente al volteo periódico. Según Moreno y Moral (2008) se obtiene mejor homogeneización del material que facilita la disminución del tamaño de partícula y del volumen de la masa total. Además, ofrece mayores garantías de higienización gracias al volteo que permite que toda la masa pase por condiciones termófilas. Sin embargo, es un sistema que dificulta el control de los parámetros de proceso como el de la temperatura o el oxígeno. La discontinuidad de los volteos hace que las variaciones de temperatura, oxígeno y humedad sean demasiado bruscas para el desarrollo óptimo de los microorganismos ralentizando el proceso hasta 100-120 días para alcanzar niveles adecuados de estabilización.

**vi. Túneles estáticos**

Los túneles son contenedores de hormigón u otros materiales, estancos, de aproximadamente 3 metros de alto por 4-5 de ancho y 20-30 de fondo (Moreno y Moral, 2008). El túnel dispone de un sistema de aireación forzada que consiste en un circuito de tubos bajo el suelo a través del cual se insufla aire a sobrepresión. El suelo dispone de ranuras o toberas homogéneamente distribuidas por el que sale el aire, bien fresco, recirculado o ambos. El aire recirculado sirve principalmente para mantener la temperatura del material a los niveles deseados. También dispone de un sistema de duchas de riego en la parte superior en la que es habitual recircular el lixiviado permitiendo reutilizar un residuo del proceso reduciendo el gasto de gestión posterior.

El sistema permite un control automatizado mediante una herramienta informática en la que es posible programar las diferentes fases del proceso habiendo alcanzado las condiciones de temperatura, aireación y riego deseados. Al programa llegan de forma continua llegan datos de temperatura, riego, oxígeno, caudal de aire, etc., con los que en un momento dado también se pueden realizar correcciones de forma manual. Normalmente esos programas utilizan la temperatura para definir las diferentes fases del proceso de forma que una vez alcanzada la temperatura establecida se pasa a la siguiente fase con condiciones de aireación y regado que podrían ser diferentes.

El túnel se llena hasta dos tercios de la altura del túnel y en él se realiza la fase bio-oxidativa del proceso en la que las necesidades de oxígeno, control de la temperatura, regado y generación de gases son más exigentes y constantes (Moreno y Moral, 2008). Esta fase bio-oxidativa en túnel oscila entre 2 (lo más habitual) y 6 semanas tras la cual se realiza una fase de maduración hasta alcanzar la estabilización del material. La fase de maduración, si se realiza en pila suele durar entre 2-4 meses manteniendo los volteos y riegos, y si se realiza en otro túnel destinado a este fin son 2 semanas (ejemplo de la planta de Las Dehesas del Parque Tecnológico de Valdemingómez en Madrid).

Por lo tanto, la principal ventaja de este sistema es que se reduce en gran medida los tiempos de tratamiento, aspecto muy importante para plantas que necesitan gestionar grandes cantidades de residuos, asociadas a grandes urbes. Su

estanqueidad y automatización permiten gestionar de forma más eficiente los lixiviados y los gases contaminantes, además de garantizar mayor seguridad al trabajador que apenas entra en contacto con el residuo. Por el contrario, es un sistema caro, cuyo nivel de automatización requiere importantes inversiones en mantenimiento, especialmente en la limpieza de las toberas de salida de aire que se obstruyen con facilidad.

## 1.2. Hipótesis de trabajo

**Hipótesis 1.:** Se esperan diferencias en los niveles de degradación obtenidos en laboratorio y a escala industrial.

Las bolsas de ensayo están certificadas como biodegradables y compostables que implica el cumplimiento de los requisitos recogidos en la norma UNE 13432: 2001. Uno de los requisitos es la biodegradabilidad del envase de plástico que se debe analizar según la metodología de la norma ISO 14855:2005. Sin embargo, como ya se ha mencionado, las condiciones de ensayo de esta última norma difieren significativamente de las ocurridas en una planta de compostaje (Tabla I.5) por lo que se esperan resultados diferentes en términos de biodegradación-desintegración.

**Tabla I.5. Diferencias más significativas entre las condiciones de proceso en laboratorio frente a las de una planta de compostaje industrial**

FACTOR	LABORATORIO (ISO 14855)	PLANTA DE COMPOSTAJE
Preparación de las muestras de ensayo	Tamaño polvo hasta $\leq 2\text{cm}$	Bolsa entera.
Inóculo	Comunidad microbiológica presente en compost estabilizado y maduro.	Comunidad microbiológica presente en residuos orgánicos sin compostar.
Residuos orgánicos del inóculo.	Compost estabilizado y maduro.	Fracción orgánica separada de la fracción resto (FORSU).
Temperatura de proceso	Cte. $58\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$	Variable según la fase de compostaje.
pH	Mantenido a $\geq 7$	Variable según fase de compostaje.
Humedad	Mantenida a 50%	Variable según fase de compostaje.

Nota. No se tiene en cuenta las diferencias entre tipo de técnica de compostaje en planta.

**Hipótesis 2.:** Se espera que el nivel de biodegradación alcanzado por las bolsas de estudio sea inferior al porcentaje establecido por la norma UNE 13432:2001 para el cumplimiento del requisito de biodegradabilidad.

La certificación de la biodegradabilidad de las bolsas de estudio implica haber alcanzado el 90% de biodegradación en un tiempo establecido. Sin embargo, la norma UNE 13432: 2001, en sus anexos A y B, especifica que existen dos opciones de analizar la biodegradabilidad de un envase plástico, la primera sobre el material de envase o embalaje final y la segunda por cada material o constituyente orgánico que esté presente en más de 1% en peso seco del material, posibilitando no incorporar en el análisis hasta el 5% de estos constituyentes.

Además, es posible realizar el análisis de biodegradabilidad del material disponiéndolo en diferentes tamaños, desde polvo hasta 2 cm de diámetro, siendo previsiblemente más favorable a la biodegradación el tamaño más pequeño.

En el presente trabajo de investigación se analiza la biodegradabilidad partiendo del formato final de las bolsas comercializadas, teniendo en cuenta la totalidad del polímero y cortadas a tamaños de 2 cm, con el fin de obtener el porcentaje de biodegradación de las bolsas cumpliendo con la metodología establecida en la norma de referencia, y reproduciendo lo más posible las condiciones de ensayo a las circunstancias reales si esta llegara a una planta de compostaje.

**Hipótesis 3:** Se espera que las técnicas de compostaje de ambas plantas generen diferencias en los niveles de degradación de las bolsas de estudio.

Las diferencias técnicas en el procesado del material orgánico durante el compostaje en pila y túnel afectan a la evolución de los principales factores del proceso: temperatura, oxígeno y humedad (Tabla I.6). Es previsible que estas variaciones, al igual que afectan a la biodiversidad y evolución de la microbiología y por lo tanto, a la biodegradación de los residuos orgánicos, afecten a la degradación de las bolsas, obteniendo resultados diferentes entre una técnica y otra.

Tabla I.6. Diferencias durante el proceso entre las técnicas de compostaje en pila y túnel

FACTOR	COMPOSTAJE EN PILA*	COMPOSTAJE EN TÚNEL**
Fase bio-oxidativa	Disposición en pila	Disposición en túnel
Aislamiento del proceso	Sistema semi-cerrado	Sistema cerrado
Tiempo de aireación	Periódico	Continua
Tipo de aireación	Volteos	Sobrepresión
Distribución de la aireación	Homogénea	Gradiente desde la base
Movimiento del material	Dinámico	Estático
Regado	Puntual no habitual	Diario por fases
Tiempo de residencia hasta fase de afino	80-90 días	28-30 días

Nota. \* Centro de Tratamiento de Residuos de Torija (Guadalajara); \*\* Centro de Tratamiento de Residuos de Arenas de San Pedro (Ávila).

## CAPÍTULO II. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

---

## 2.1. Antecedentes

Desde la aparición de los primeros polímeros biodegradables se ha analizado su biodegradabilidad con diversas variables y metodologías. Las normas destinadas a estandarizar los criterios y métodos para el análisis de la biodegradabilidad de los plásticos se desarrollaron principalmente a partir del año 2000. La norma europea UNE EN 13432 nació para dar respuesta a lo establecido en la Directiva 94/62/CE, del 20 de diciembre, relativa a los envases y residuos de envases, que establecía los requisitos a tener en cuenta para considerar un envase o embalaje como valorizable, en este caso mediante el reciclado de la materia orgánica.

En los últimos quince años se ha analizado la degradabilidad, biodegradabilidad y desintegración de multitud polímeros biodegradables, puros, mezclados con o sin aditivos. Algunos han seguido las metodologías de análisis estandarizadas por normas y otros han aplicado metodologías propias.

La estandarización de las metodologías de análisis es muy importante para definir criterios comunes a la hora de fabricar y comercializar estos polímeros, así como para poder contrastar las diversas características de los materiales ensayados bajo las mismas condiciones. Sin embargo, estas normas deben ser rigurosas y representativas de las condiciones de biodegradación para las cuales se van a certificar dichos polímeros. La degradación de un polímero biodegradable no solo depende del tipo de polímero que se trate sino también de las condiciones operacionales del proceso tales como la temperatura y el tipo de inóculo (Nakasaki et al., 1997). La mayoría de estas normas describen metodologías de ensayo en laboratorio o a escala piloto en las que se definen condiciones de ensayo, calidad del inóculo, preparación del polímero, etc..

A continuación se recogen algunos de los trabajos de investigación llevados a cabo en los últimos años para el análisis de la degradación/biodegradación de los polímeros biodegradables, y en particular de los procedentes de mezclas con base de almidón. En ellos se resalta las diferentes metodologías aplicadas para el análisis de la degradación de los polímeros en diferentes escalas.

Las mezclas de almidón con polímeros biodegradables, PHB, PLA, PCL, PBSA, PVOH y PBAT, además de mejorar la biodegradabilidad de éstas, reduce el coste de producción haciéndolas más competitivas (Alves, 2007; Averous & Boquillon, 2004; Godbole, Gote, Latkar, & Chakrabarti, 2003; Russo, Truss, & Halley, 2009; Sakanaka, 2006; Sin, Rahman, Rahmat, & Khan, 2010). Por eso, numerosos investigadores han estudiado los films de TPS mezclado con polímeros biodegradables (Fang et al., 2005; Jiang, Qiao, & Sun, 2006; Sakanaka, 2006; Sin et al., 2010)

En cuanto al análisis de la biodegradabilidad, algunos estudios han desarrollado ensayos de laboratorio según la norma ISO 14851, basada en la medición de la demanda de oxígeno en un medio acuoso. Un ejemplo es el estudio realizado por Cho et al. (2011) que analizaron la biodegradación de la mezcla de PCL-almidón (55% de PCL, 30% de almidón y 15% de un poliéster alifático) y el PBS. Las muestras se cortaron en fragmentos de 2 cm por 2 cm. La solución acuosa se formó mediante la mezcla de un test estándar con un inóculo procedente de lodos activos de una planta industrial. Obtuvieron un 88% de biodegradación del PCL-almidón en 44 días mientras que el PBS se biodegradó solo el 31% en 80 días.

La degradabilidad elevada de la mezcla de PCL-almidón se relacionó con la hidrólisis activa del polímero, favorecida por el medio acuoso que penetra de forma más eficiente en el polímero (Lee et al., 2001). Sin embargo, también podría deberse a un consorcio de microorganismos presente en el inóculo, adecuado para la biodegradación de este polímero. Según Mochizuki et al. (1997) y Mezzanotte et al. (2005) la habilidad de biodegradación de los microorganismos no es la misma. Por esta razón la elección del inóculo puede determinar el nivel de biodegradación del polímero.

Pagga et al. (2001) también analizaron la degradabilidad de una mezcla de almidón-PCL en medio acuoso y obtuvieron entre el 44% y el 80% de biodegradación. El estudio de Mezzanotte et al. (2005) también se basó en el método ISO 14851 para analizar la influencia de diferentes tipos de inóculo en la biodegradación de la PCL y PCL-almidón.

Mohee and Unmar (2007) analizaron la biodegradabilidad de dos tipos de plásticos: el plástico A, fue un PE o PP (no concretado) aditivado con 2,5-3% de PDQ-H, y el plástico B, se trató de un PE con el 3% de TDPA. En el estudio aplicaron las

metodologías combinadas de la ASTM<sup>13</sup> 5338 y la ISO 14855 para el ensayo en laboratorio en función de la generación de CO<sub>2</sub> procedente de la biodegradación de los plásticos. Los plásticos se cortaron en tamaños de 2 cm por 2 cm y el inóculo consistió en un compost maduro elaborado con ramas, residuos vegetales y residuos de cocina. Tras 45 días de ensayo se obtuvo que el plástico A alcanzó el 19,3% de biodegradación mientras que el plástico B no se biodegradó.

Estos resultados se contrastaron con la degradación en un compostador doméstico que contenía únicamente residuos vegetales (hojas, ramas y hierba). Las muestras en forma film se cortaron en trozos de 47 cm por 12 cm y se compararon con un polímero biodegradable compostable con base de almidón al 60% en peso (PCL-almidón). El polímero PCL-almidón se degradó en 6 días mientras que en los plásticos A y B no se apreciaron modificaciones en su grosor y superficie tras 55 días de compostaje.

Posteriormente, Mohee et al. (2008) determinaron la biodegradabilidad de dos polímeros: Environment Product Inc. (EPI) aditivado con el 3% de TDPA y una mezcla de PCL-almidón con una relación de 40%-60% respectivamente. En este caso las muestras las cortaron a tamaños de 0,25 cm a 0,50 cm de diámetro y las introdujeron en bolsas de malla de 17,5 cm por 18,0 cm. El ensayo se realizó en un reactor de 200 l de capacidad en el que se añadió una mezcla conocida de residuos orgánicos (25,5 kg residuos de cocina, 30 kg de jardín, 2,5 kg de papel). En este estudio se obtuvo que el polímero PCL-almidón perdió el 26,9% en peso seco en 72 días, por lo que no alcanzó el nivel de 92% requerido por la norma ISO 14852 tras un periodo de 100 días en un medio líquido aerobio.

Uno de los polímeros con los que se ha mezclado frecuentemente el almidón es el PVOH. La biodegradación del PVOH es posible pero lenta debido a que los microorganismos que participan son en número muy limitados respecto a los que biodegradan los poliésteres alifáticos (Tang and Alavi, 2011) como por ejemplo el PLA, PHA, PCL, PBS y PBSA. Russo et al, (2009) obtuvieron que la mezcla del 50% de PVOH con TPS reduce significativamente la velocidad y el grado de hidrólisis del almidón, ya que la interacción entre ambos compuestos previene el ataque

---

<sup>13</sup> ASTM 5338. Standard test method for determining the aerobic biodegradation of plastic materials under controlled composting conditions.

enzimático. Para su análisis se utilizaron soluciones enzimáticas comerciales en la que se introdujeron las muestras.

El análisis de la biodegradabilidad del TPS y sus variedades también se ha analizado en laboratorio. Du et al. (2008) se basaron en la metodología de la ISO 14855 para el análisis de la biodegradabilidad del TPS y el TPDAS. Mezclaron ambos materiales en formato polvo con el compost procedente de una planta de compostaje. Como resultado obtuvieron que el TPS alcanzó el 75,11% de biodegradación a los 56 días, mientras que el TPDAS reduce la capacidad de biodegradación del polímero a medida que aumenta la concentración de DAS.

El almidón también ha formado mezclas con el copoliéster biodegradable PBAT. Este polímero presenta buena estabilidad térmica (hasta 230 °C) y buena procesabilidad en extrusión de film por soplado (Aimplas, 2011), por lo tanto, mejora las propiedades mecánicas del almidón.

Kijchavengkul et al. (2010) estudiaron la biodegradación del PBAT bajo condiciones de compostaje controlado mediante la medición de la generación de CO<sub>2</sub> según la ASTM D5338. Las muestras de film se cortaron a tamaños 1 cm por 1 cm y se mezclaron con 250 g de compost. En este estudio utilizaron tres tipos de compost comerciales: el procedente de estiércol, de restos de jardín y de restos de comida. El PBAT en formato film alcanzó los niveles de biodegradación más elevados con el compost de estiércol. Este resultado se atribuye a una posible presencia extra de enzimas que facilitaron la hidrólisis del polímero. Esta hidrólisis y biodegradación se desarrolla principalmente en la región alifática y amorfa (BA) y en menor medida en la región aromática rígida (BT) y cristalina.

También se ha ensayado la biodegradabilidad en suelo de mezclas de PBAT con almidón TPS en formato film y en presencia de agentes antimicrobianos (PHGH) (Wang et al., 2015). Se observó el retardo de la degradación del polímero en presencia de este agente.

Además de la biodegradabilidad de las mezclas de TPS/PBAT se ha analizado la hidrofiliidad, permeabilidad al agua y las propiedades mecánicas mediante la adición de un surfactante comercial (Tween 80) y la variación de la concentración de almidón en la mezcla (Herrera et al. 2010).

El análisis de la degradabilidad de los polímeros biodegradables a escala industrial se limita a casos aislados. Pullammanappallit et al. (2003) analizaron la degradabilidad de diferentes tipos de envases de polímeros biodegradables en compostaje doméstico y a mayor escala en función de la pérdida de masa. Los productos basados en almidón alcanzaron entre un 67% y 97% en compostaje doméstico. No se encontraron diferencias entre la degradabilidad en compostaje doméstico y a gran escala.

Davis et al. (2003) analizaron la degradación en función de la pérdida de peso de bolsas de PE en pilas abiertas en una planta de compostaje, constituidas con residuos de fruta, vegetales de cocina y residuos de jardín de procedencia doméstica. Los resultados se compararon con la degradación de bolsas con base de almidón, no especificadas, que se degradaron completamente, a diferencia de las bolsas de PE que se identificaron como no compostables.

Recientemente, Sikorska et al. (2015) han analizado la degradación de film rígido de PLA y sus mezclas con poli [(R,S)-3-hidroxi-butirato] (PLA/a-PHB) en una planta de compostaje. Los resultados los contrastaron con los obtenidos en laboratorio mediante un extracto acuoso de compost. En este estudio las muestras se dispusieron en fragmentos de 4 cm x 3 cm y se introdujeron en unas cajas a 1 m de profundidad de la pila. Esta pila estaba formada por el 40% de hojas, el 30% de ramas y el 30% de hierba. La mezcla se completó con residuos de cocina en proporciones no determinadas (Musiol et al., 2011; Sikorska et al., 2012). En este estudio demostraron que la hidrólisis abiótica de los polímeros ensayados es el principal proceso que ocurre durante las primeras semanas de compostaje y que los productos de ésta pueden asimilarse por los microorganismos.

En resumen se obtiene que los ensayos realizados a escala industrial se caracterizan por la disposición de los polímeros en una pila, formada en la mayoría de las ocasiones por residuos orgánicos biodegradables libres de impuros, a menudo en proporciones conocidas. Además, los envases suelen cortarse en fragmentos más pequeños, favoreciendo la degradación frente al envase entero.

Queda reflejada la necesidad de analizar la degradación de las bolsas biodegradables en condiciones de compostaje reales, mediante las técnicas más

usadas en planta y mezcladas junto con fracción orgánica con presencia de materiales inertes, algunos de ellos potencialmente tóxicos.

## 2.2. Justificación de la investigación y beneficios esperados

La línea de investigación planteada está justificada por los siguientes motivos:

Tal y como se ha explicado en la introducción, es previsible que en un futuro cercano el consumo de bolsas biodegradables con base de almidón aumente de forma apreciable. El aumento de su consumo se verá reflejado en las plantas de compostaje- tanto de fracción orgánica separada en origen como de la FORSU- que recibirán de forma más apreciable este tipo de bolsas, usadas como bolsa de basura o eliminadas como un residuo orgánico más.

Hasta el momento numerosos trabajos han analizado la biodegradabilidad y compostabilidad de estas bolsas en laboratorio y a escala piloto, sin embargo, son pocos los estudios que se han destinado al análisis de su degradación/biodegradación en compostaje industrial de RU, donde finalmente serán tratadas y en el que las condiciones ambientales, físico-químicas, microbiológicas y de proceso varían significativamente.

La metodología de ensayo respeta fielmente las condiciones de compostaje de las dos plantas. Se espera identificar, posibles ajustes o modificaciones que deban de considerarse: en el proceso de compostaje, en el proceso de separación en planta “aguas arriba”, en las características del polímero y/o en los usos y aplicaciones del compost resultante, para garantizar la adecuada gestión de los residuos de estas bolsas así como la calidad del compost.

Igualmente la línea de investigación se ha orientado a analizar las posibles diferencias que pudieran surgir en los resultados debido al compostaje con técnicas distintas, pila y túnel.

## 2.3. Alcance de la investigación

El marco de la investigación se define teniendo en cuenta las siguientes limitaciones:

- Los resultados son comparables con otras plantas de Tratamiento Mecánico Biológico (TMB) o compostaje de la FORSU, y extensibles a aquellas que realicen el compostaje mediante pila volteada y túnel estático.
- Los resultados son aplicables a bolsas de co-poliéster con base de almidón de patata (ver apartado 4.1).
- Los resultados son relativos a la concentración de bolsas de estudio introducidas en los ensayos de pila y túnel (ver apartados 4.2.2. y 4.2.3.).
- No se obtienen resultados de biodegradación de las bolsas de estudio a escala industrial sino su nivel de desintegración, concepto más amplio que abarca la degradación del polímero por acción de los microorganismos.

## CAPÍTULO III. OBJETIVOS

---

### 3.1. Objetivo general

El principal objetivo que se plantea en la presente tesis es verificar que las bolsas biodegradables de estudio (UNE 13432: 2001) alcanzan los niveles de degradación y desintegración requeridos para su certificación ( $\%D = \geq 90\%$ ), medido en condiciones reales de compostaje industrial, en el que las muestras se incorporan a la FORSU. Para lograr mayor representatividad, los ensayos se realizan en dos plantas de tratamiento de residuos urbanos en las que se aplican las técnicas de compostaje más comunes en el ámbito europeo y nacional, pila y túnel.

### 3.2. Objetivos específicos

- a) Verificar que el porcentaje de biodegradación de las bolsas objeto de estudio en su formato comercial y cortadas en tamaño de 2 cm, analizado mediante el método de la norma ISO 14855: 2005, es de al menos el 90% tras alcanzar su fase meseta (UNE 13432: 2001).
- b) Contrastar los resultados de biodegradación obtenidos en laboratorio con los porcentajes de desintegración alcanzados en los ensayos a escala industrial, mediante la técnica de pila y túnel.
- c) Comprobar si los tipos de impropios presentes en la FORSU afectan la degradación de las bolsas de estudio.
- d) Comparar y verificar si existen diferencias significativas en la degradación y desintegración de las bolsas de estudio compostadas mediante la técnica de pila y túnel.
- e) Comprobar que la presencia de bolsas en el compostaje industrial no afecta, a la calidad del compost medido en función de parámetros físico-químicos, microbiológicos y de germinación.

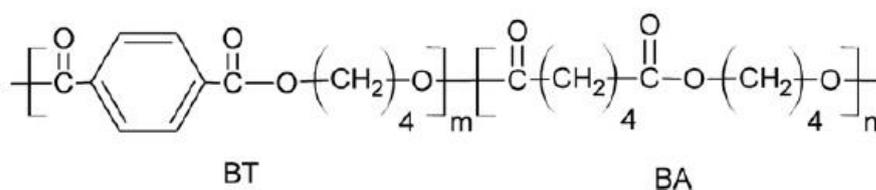
## CAPÍTULO IV. MATERIALES Y METODOS

---

## 4.1. Material de estudio

El envase objeto de estudio son bolsas de plásticos para la compra tipo camiseta. El polímero producido por Biotec GmbH & Co. KG (Alemania) es un termoplástico libre de plastificantes, formado por almidón natural de patata y un copoliéster biodegradable (PBAT). La mezcla presenta un 30% de materia prima renovable y una proporción de carbono de base biológica del 23% (ASTM 6866<sup>14</sup>).

El PBAT es de tipo alifático aromático procedente del petróleo y está formado por dos dímeros, una región rígida (BT) consiste en una repetición de grupos ester (1,4 butanediol y ácido tereftálico) y una región flexible (BA) que consiste en monómeros 1,4 butanediol y ácido adípico (Kijchavengkul, T. et al., 2010) (Figura IV.1).



**Figura IV.1. Estructura química del PBAT.**

Fuente: Kijchavengkul et al. (2010)

Según su fabricante la principal aplicación de este polímero son las bolsas fabricadas principalmente mediante extrusión soplada (<http://www.biotec.de/wp-content/uploads/2013/10/BrochureBioplast-GF106-02-OK.pdf>). Muchos de los productos finales que fabrica Biotec son bolsas biodegradables tipo supermercado y bolsa de basura. La mayoría de estas bolsas se comercializan en Europa (Schut, 2008), incluida España y conocidas popularmente desde que en el año 2010, una conocida casa de supermercados las introdujera sustituyendo las bolsas tradicionales de un solo uso.

<sup>14</sup> ASTM 6866- 12. Standard Test Methods for Determining the Biobased Content of Solid, Liquid, and Gaseous Samples Using Radiocarbon Analysis.

Este bioplástico está certificado y registrado por los organismos Vinçotte y DIN Certco como biodegradable y compostable según los requisitos recogidos en la norma europea UNE EN 13432: 2001<sup>15</sup> (Figura IV.2) concediendo el logo de “OK compost” y “seedling” respectivamente (Figura IV.3). El fabricante indica que los productos fabricados con este bioplástico son completamente biodegradables y dependiendo del grosor, compostables. Además en su información comercial apunta que “su fórmula a base de fécula de patata permite a las industrias plásticas que utilizan esta resina certificar sus productos con “OK compost” según laboratorios europeos independientes” (Bioplast, 2007).

El fabricante de las bolsas, Sphere, califica dichas bolsas como reciclables y reutilizables ya que el formato de bolsa camiseta está pensado como bolsas de la compra para un primer uso y su biodegradabilidad permite reutilizarlas como bolsas de basura para biorresiduos.



**Figura IV.2. Bolsa de estudio de copoliéster con base de almidón, certificada según la norma UNE EN 13432: 2001. (Foto: A. Fernando, 2011)**

<sup>15</sup> Citada anteriormente.



**Figura IV.3. Sello que concede el organismo certificador Vinçotte que garantiza que el producto es compostable según criterios de *UNE EN 13432* en una planta industrial de compostaje. (Fuente: Vinçotte (2015))**

Se realizaron diversos análisis para determinar las características físicas (Tabla IV.2) y químicas de las bolsas así como la composición del polímero que las forma (Tabla IV.1). Este último análisis permitió identificar una estructura básica formada por la mezcla de poliéster con almidón además de la concentración de diversos metales pesados así como la presencia de otros compuestos residuales tras su calcinación,  $\text{CaCO}_3$  y  $\text{TiO}_2$ . Se utilizaron como técnicas de análisis la Espectrofotometría Infrarroja (FT-IR) (Figura IV.4) y la Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC). Ésta última permitió confirmar la composición identificada en la prueba de FT-IR por la detección de un pico de fusión a  $117,0^\circ \text{C}$ , típico de una mezcla de poliéster y almidón (Figura IV. 5) (ver anexo I).

Se detecta la presencia de Ti (Tabla IV.1). El dióxido de titanio ( $\text{TiO}_2$ ) se suele usar para mejorar algunas propiedades mecánicas del polímero y como fotocatalítico en la degradación de algunos materiales orgánicos (Cámara et al., 2013). Se utiliza especialmente en mezclas de poliéster con almidón para mejorar la miscibilidad de esta mezcla. El  $\text{TiO}_2$  es química y biológicamente inerte, no tóxico y aprobado por la American Food and Drug Administration (AFD) para ser empleado en materiales en contacto con alimentos. El  $\text{CaCO}_3$  se suele añadir para mejorar las propiedades barrera y mecánicas del polímero (Aimplas, 2011)

Tabla IV.1. Características químicas del bioplástico de estudio

Composición del polímero <sup>16</sup>	%COT	C/N	%SV	T <sup>a17</sup> <sub>p.m.</sub> (° C)	(mg/kg)																		
					As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Fe	Hg	Li	Mn	Ni	Pb	Sb	Sn	Zn	Ti	Si
Mezcla poliéster y almidón de patata con cierto contenido de CaCO <sub>3</sub> y TiO <sub>2</sub> .	52,9	16,1	97,7	117,0 ± 1,0	<2	<3	<1	<2	<2	<2	8,59	<0,25	<10	<0,2	<2	<2	<2	<1 0	<10	<10	<10	8059	1258

Nota. %COT= Porcentaje de Carbono Orgánico Total; %N= Porcentaje de Nitrógeno total; C/N= Relación carbono/ nitrógeno; %SV= Porcentaje de Sólidos Volátiles; T<sup>a</sup><sub>p.m.</sub>= Temperatura de Fusión Media.

Fuente: Elaboración propia

<sup>16</sup> Análisis mediante Espectrofotometría Infrarroja (FT-IR).

<sup>17</sup> Temperatura pico de fusión del polímero tras realizarle un análisis de Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC)

Tabla IV.2. Características físicas de la bolsa de estudio.

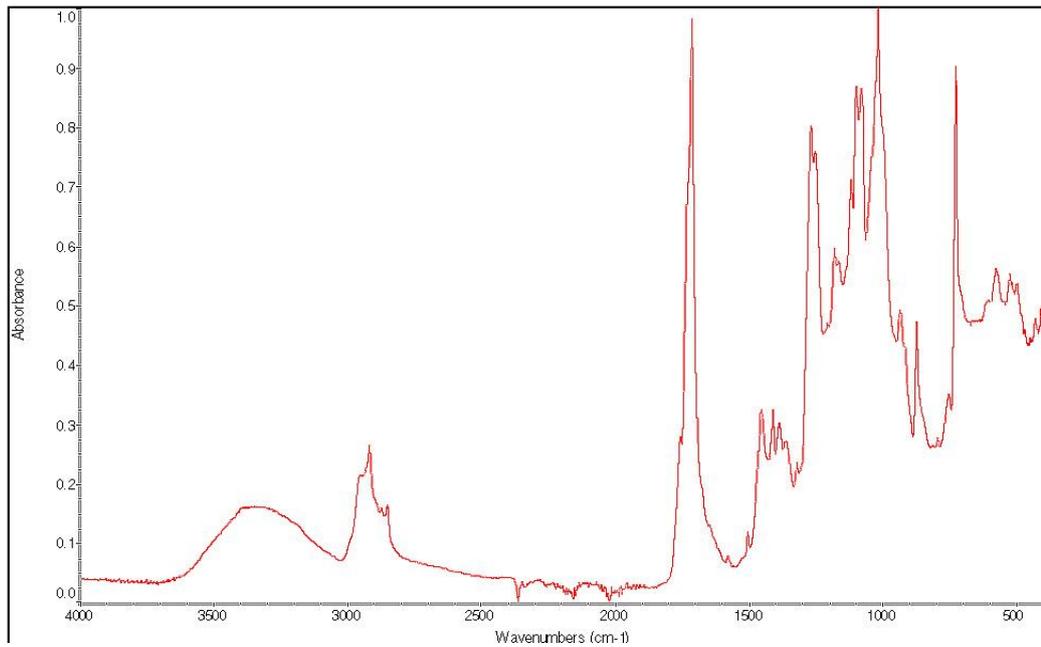
CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LA BOLSA												
Tipo bolsa	V (l)	S (cm <sup>2</sup> )	E (μm)	PH (g/bolsa)	PS (g/bolsa)	ρ polímero* (kg/m <sup>3</sup> )	Resistencia a la tracción* (N)		Elongación* (%)	Absorción Humedad*	Propiedades barrera* (83μm)	
							Direcc. Extrus.				Oxígeno (cm <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> *d*bar)	Vapor (g/m <sup>2</sup> *d)
Bolsa camiseta	11*	40x26	18	7,5	7,33	1,29	Direcc. Extrus.	7	>125	< 0,5%	743	114
							Direcc. Transv.	4,5	>350			

Nota. V= volumen; S= superficie; E= Espesor; PH= Peso húmedo; PS= Peso seco; ρ= densidad.

\* Datos aportados por el fabricante.

Fuente: Elaboración propia

Es importante destacar que el propio fabricante del polímero indica que el polímero es biodegradable y compostable dependiendo del espesor del polímero.



**Figura IV.4. Espectro infrarrojo de reflexión de las bolsas de estudio.**

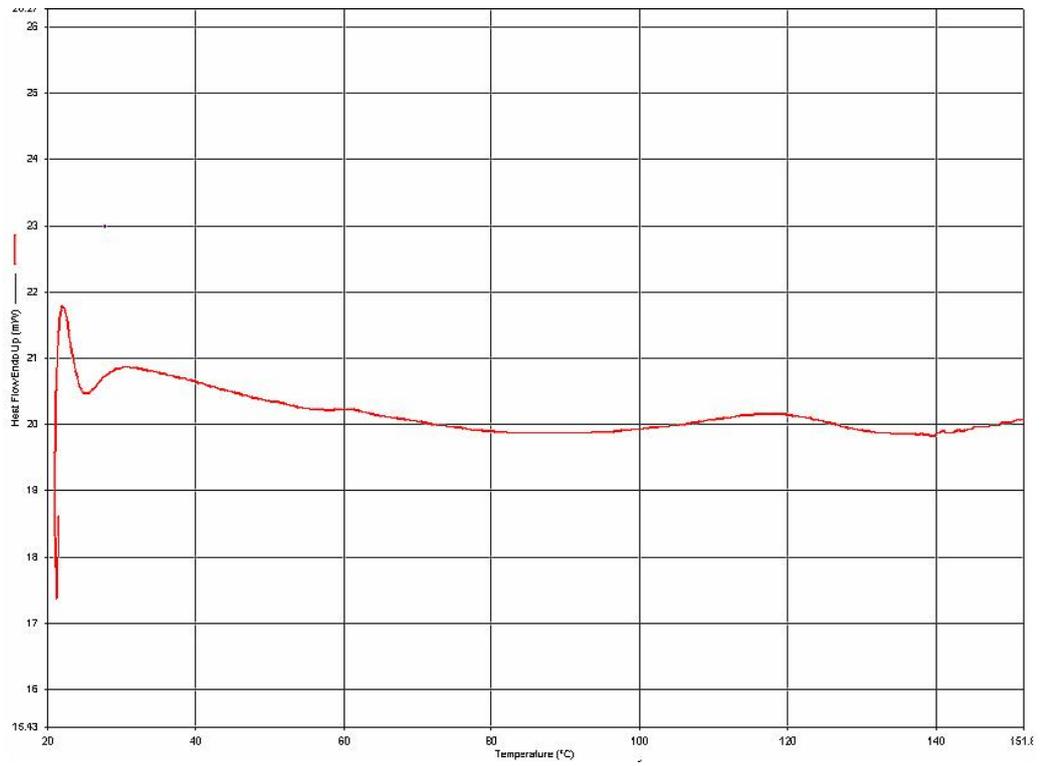


Figura IV.5. Termograma DSC de las bolsas de estudio.

## 4.2. Enfoque metodológico

Atendiendo a los objetivos marcados, en el presente apartado se detallan los diferentes materiales y métodos empleados para cada uno de los tipos de ensayo realizados. Éstos se resumen básicamente en dos tipos, los desarrollados en laboratorio y los realizados a escala industrial, éste último subdividido en los dos sistemas de compostaje en pila volteada y en túnel estático. Por último, se desarrolla un cuarto punto destinado a detallar los métodos de recolección y cálculo de datos empleados en el análisis de ambas técnicas de compostaje industrial.

En los ensayos se ha analizado la compostabilidad de las bolsas mediante análisis de biodegradabilidad en laboratorio, desintegración y el nivel de degradación visual de las muestras tras el compostaje industrial, así como la calidad del compost obtenido según la analítica físico-química y la fitotoxicidad del compost con y sin bolsas de estudio.

Los ensayos de laboratorio se llevaron a cabo en el laboratorio de toxicología ambiental de la ETSI de Montes, Forestal y Medio Natural de la UPM. Los ensayos en planta de compostaje se realizaron en el Centro de Tratamiento de Residuos (CTR) de Torija (Guadalajara) y en el CTR de Arenas de San Pedro (Ávila). La elección de los centros está determinada en primer lugar por su representatividad en las técnicas de compostaje de RU a estudio, pila y túnel, y en segundo lugar, por facilidad de acceso y buena disposición del personal de la planta, dispuesto a la colaboración y al uso de sus instalaciones.

La metodología básica de los tres estudios tiene siempre como referencia los requisitos descritos en la norma europea UNE-EN 13432: 2001 por tratarse de la norma más utilizada y referenciada para el análisis y certificación de la compostabilidad de los envases y embalajes a nivel mundial. Su uso como referente facilitará el contraste de resultados con otras líneas de investigación que igualmente opten por su uso en cualquier parte del mundo. Esta norma se basa en el análisis de ciertas propiedades de los envases plásticos expuestos a estudio considerados requisitos indispensables para garantizar su biodegradación bajo condiciones aerobias (compostaje) o anaerobias (biometabización), que no aporten ningún elemento tóxico al compost, y que no afecten negativamente a la germinación y

crecimiento de las plantas. Por lo tanto, estos requisitos requieren del análisis de ciertos parámetros tanto en el envase objeto de estudio como en el compost resultante.

A continuación se realiza una recopilación de los cuatro requisitos de cumplimiento obligatorio que establece esta norma para que el envase o embalaje, material de envase o embalaje o componente de envases o embalajes puedan designarse como orgánicamente recuperables.

#### a) Caracterización

*“Cada material de envase o embalaje que se encuentre bajo investigación debe ser identificado y caracterizado antes del ensayo incluyendo al menos”.*

Determinación de la presencia de sustancias peligrosas como metales pesados. No debe de exceder las siguientes concentraciones (Tabla IV.3).

**Tabla IV.3. Concentraciones de metales pesados que no debe exceder el polímero**

ELEMENTO	PESO (mg/kg sobre sustancia seca)
Zn	150
Cu	50
Ni	25,0
Cd	0,5
Pb	50
Hg	0,5
Cr	50
Mo	1
Se	0,75
As	5
F	100

Fuente: UNE 13432:2001

Determinación del contenido de carbono orgánico total, sólidos secos totales y sólidos volátiles. *“Deben contener un mínimo de 50% de sólidos volátiles excluyendo en gran medida los materiales inertes”.*

**b) Biodegradabilidad**

El envase o componente del envase debe ser biodegradable según los ensayos de laboratorio que proporcionen una información inequívoca (se indica utilizar las normas ISO<sup>18</sup> 14855-1:2005, ISO<sup>19</sup> 14851:1999 o ISO<sup>20</sup> 14852:1999 para materiales poliméricos) y que cumplan con los criterios y niveles de aceptación, es decir, que en un periodo máximo de seis meses el material de estudio debe alcanzar el nivel de biodegradación mínimo del 90%.

**c) Desintegración**

El envase o componente del envase debe desintegrarse en un proceso de tratamiento biológico de residuos, a escala piloto o a gran escala, según los criterios y niveles de aceptación, es decir, que en un máximo de doce semanas, en un tamiz de  $\leq 2\text{mm}$ , no debe quedar retenido más de un 10% del peso seco inicial del material de ensayo.

**d) Calidad del compost**

Ningún envase o componente de envase, sometido a un proceso de tratamiento biológico de residuos, debe identificarse como fuente de efectos negativos sobre la calidad del compost resultante. Para demostrar que el compost resultante no se ve afectado negativamente por la adición del material de estudio se debe realizar un análisis físico-químico que cumpla con los requisitos europeos y en su defecto los nacionales para la calidad del compost y un análisis fitotóxico que analice la germinación y crecimiento de plantas superiores. Para este último análisis se debe seguir la guía OECD 208 "Terrestrial Plants, Growth Test". "La velocidad de germinación y la biomasa vegetal de las muestras de compost de ambas especies vegetales debería ser mayor del 90% de la obtenida con el compost considerado como blanco".

A pesar de estas últimas indicaciones, actualmente la norma no especifica los métodos ni los niveles aceptables requeridos para la evaluación de la calidad del

---

<sup>18</sup> ISO<sup>18</sup> 14855-1: 2005. Determinación de la biodegradabilidad aeróbica final de materiales plásticos en condiciones de compostaje controladas. Método según el análisis de dióxido de carbono generado.

<sup>19</sup> ISO<sup>19</sup> 14851: 1999. Determinación de la biodegradabilidad aeróbica de materiales plásticos en medio acuoso. Método mediante la determinación de la demanda de oxígeno en un respirómetro cerrado.

<sup>20</sup> ISO<sup>20</sup> 14852:1999. Determinación de la biodegradabilidad aeróbica de materiales plásticos en medio acuoso. Método por análisis de dióxido de carbono originado.

compost, y apunta que se introducirán en futuras revisiones de la norma cuando se haya adquirido más experiencia.

Existen numerosas normas estandarizadas que describen las diversas metodologías y criterios para medir tanto la biodegradabilidad, como la desintegración de los plásticos. La mayoría de ellas simulan las condiciones de compostaje por lo que se suele utilizar compost maduro como inóculo. De igual forma, existen gran variedad de métodos y técnicas para el análisis de la calidad del compost, bien sea mediante grado de madurez y estabilidad, análisis físico-químico y microbiológico, índices de germinación, etc (Moreno y Moral, 2008).

En la presente tesis se analizó (Tabla IV.4) la biodegradabilidad de las bolsas según la norma ISO 14855-1: 2005, citada en la norma básica de referencia, UNE-EN13432:2001, como metodología más apropiada para este análisis.

Para determinar la desintegración de las bolsas a escala industrial se optó por diseñar una metodología propia que permitiera aplicar los criterios de medición de la norma UNE-EN 13432:2001, adaptada a las necesidades de ensayo.

El análisis de la degradación del polímero se limitó a un análisis visual de la superficie de las muestras tras el proceso de compostaje mediante su observación en microscopio electrónico de barrido (ver apartado 4.3).

El análisis de la calidad del compost se realizó mediante un análisis físico-químico y microbiológico de los principales parámetros que influyen en la calidad y se utilizaron diversos trabajos consultados en bibliografía para su valoración e interpretación de resultados. La fitotoxicidad del MB se realizó mediante un análisis biológico basado en la metodología descrita por Zucconi et al. (1981) y Emino y Warman (2004), reconocida en numerosos trabajos como métodos de análisis adecuados para medir la fitotoxicidad según el Índice de Germinación (IG) del compost (Moreno y Moral, 2008) (ver apartado 4.2)..

Tabla IV.4. Tabla resumen de las características principales de los ensayos realizados

ESCALA	TÉCNICA COMPOSTAJE	TIPOS ANÁLISIS REALIZADOS				UBICACIÓN
		Relativo a material de estudio	Metodología de análisis	Relativo al MB	Metodología de análisis	
Laboratorio	-	Biodegradabilidad	ISO 14855: 2005	-	-	Laboratorio toxicología (ETSI montes)
Industrial	Pila volteada	Degradación/ Desintegración	Espectroscopia electrónica de barrido; Metodología propia según requisitos de UNE EN-13432: 2001	Análisis F-Q; patógenos; Ecotoxicidad	Bibliografía (referencia); RD 506/2013 de productos fertilizantes; Zucconi et al. (1981) y Emino y Warman (2004)	CTR de Torija
Industrial	Túnel estático		CTR de Arenas de San Pedro			

Fuente: Elaboración propia



**Figura IV.6. Esquema básico del estudio**

Nota. F-Q FORSU: Análisis físico-químico de la FORSU; F-Q- MB: Análisis físico-químico del material bioestabilizado; %B: Porcentaje de biodegradación; %D<sub>p</sub>: Porcentaje de desintegración en compostaje en pila; %D<sub>t</sub>: Porcentaje de desintegración en compostaje en túnel; MO: Materia orgánica; MP: Metales pesados.

A continuación se recoge la descripción de los materiales y métodos aplicados en cada uno de los ensayos realizados, tanto en laboratorio como a escala industrial, en pila y túnel.

### 4.2.1. Ensayos de laboratorio

Se recuerda que esta primera fase del estudio realizado en laboratorio tiene como objetivo verificar la biodegradabilidad de las bolsas de estudio en su formato comercial según los criterios de la norma UNE 13432:2001 utilizando como base metodológica la norma ISO 14855-1:2005.

#### A) Material de ensayo

---

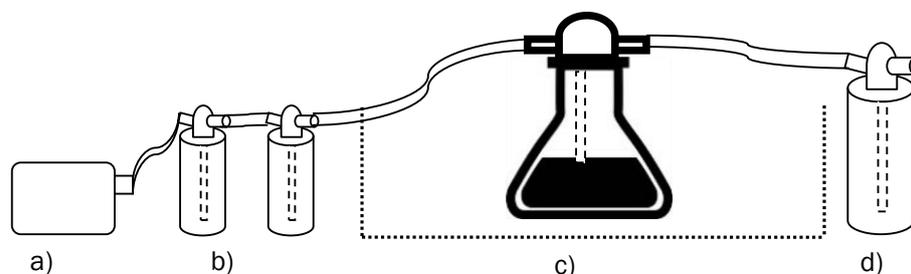
El método principal para el análisis de la biodegradabilidad de las muestras es un sistema respirométrico de fase sólida que está diseñado para simular las condiciones de compostaje aeróbico de la fracción orgánica del RU de forma intensiva.

Los materiales empleados para los ensayos fueron los siguientes:

##### i. Material de laboratorio

- 9 Digestores o reactores de vidrio, de 3 litros de capacidad, estancos y con tres bocas, dos para la entrada y salida de gases y una tercera para el termómetro.
- 18 Lavadores de gases de vidrio de 500 ml de capacidad, conectados en serie de dos en dos a la boca de entrada de gases de cada digestor y destinados a retener el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) contenido en el aire ambiental.
- 9 Lavadores de gases vidrio de 1000 ml de capacidad, conectados a la boca de salida de gases de cada digestor cuyo fin es atrapar el dióxido de carbono generado por la biodegradación del material orgánico contenido en los digestores.

- 2 Baños termostatzados, en cuyo interior se introducen los 9 digestores, destinados a mantener estable la temperatura de proceso.
- Bombas de aire (Aqua Medic Mistral 4000 de 50/60 Hz y 350 mba)) y conectores de vidrio para la repartición del caudal de aire forma homogénea a cada uno de los lavadores de entrada.
- Tubos herméticos de silicona, para el transporte de aire desde la bomba a los lavadores y digestores (Figura IV.7).



- a) Bomba de aire.
- b) Lavadores de entrada (500ml).
- c) Sistema de digestor con tapón de dos bocas en baño termostatzado.
- d) Lavador de salida (1000 ml)

**Figura IV.7. Esquema básico del circuito de aire de entrada y salida del digestor.** Fuente. Elaboración propia.

## ii. Inóculo y material de referencia

Como inóculo se empleó compost maduro procedente de la planta de compostaje de RU Las Dehasas, en el Parque Tecnológico de Valdemingómez<sup>21</sup> (Madrid). Este

<sup>21</sup> Cedido por gentileza del Ayuntamiento de Madrid.

compost está elaborado mediante el sistema túnel y a partir de la FORSU separada de la fracción resto recogida en el municipio de Madrid.

Como material de referencia de control positivo se emplea celulosa microcristalina<sup>22</sup> pulverizada menor de 20 µm de diámetro (Microcrystalline Cellulose 102. USP/NF, JP, Ph.EUR., BP de FCC BioPolymer).

### **iii. Equipos**

Los equipos empleados para el análisis del material de estudio, inóculo y material de referencia son los siguientes:

- Estufa (J.P. SELECTA, w: 1000 y Hz: 50/60) para el análisis de los sólidos secos (SST).
- Horno mufla (Carbolite AFF 1100) para el análisis de los sólidos volátiles (SV).
- Analizador NDIR23 (SHIMADZU TOC-5000 A) para el análisis del Carbono Orgánico Total (COT).

Para la preparación del ensayo y el control del proceso de compostaje se emplearon los siguientes equipos:

- Balanza de precisión.
- pH-metro para el control de la evolución del pH y de las soluciones de los lavadores de gases.
- Bureta y agitador para valoraciones.

### **vii. Reactivos**

- Agua destilada.

---

<sup>22</sup> La celulosa microcristalina deriva de la pulpa de la madera de alta calidad, procedente de un tipo especial de la alfa-celulosa.

<sup>23</sup> Analizador de Infrarrojos gas No-dispersivo. La tecnología NDIR mide la cantidad de CO<sub>2</sub> generado por la combustión de la muestra a 900°C mediante un haz de infrarrojos.

- NaOH puro.
- HCl concentración 1N.
- Fenolftaleína (FNA).
- Heliantina (HNA).

## B) Método de ensayo

---

El método de ensayo básicamente consiste en introducir el material de estudio mezclado con el inóculo en un recipiente de compostaje estático donde se desarrolla el proceso de compostaje intensivo bajo condiciones de oxígeno, temperatura y humedad óptimas durante un periodo de ensayo no superior a 6 meses.

Durante el desarrollo del ensayo se mide de forma periódica el dióxido de carbono generado fruto de la biodegradación del material. El porcentaje de biodegradación se expresa mediante la relación entre el dióxido de carbono generado a partir del material de estudio y la cantidad teórica máxima de este gas que podría llegar a producir.

### i. Preparación del inóculo

Tras recoger el inóculo de la planta de compostaje éste se tamizó con una malla de 0,5 cm. Del compost cribado se determinaron tres parámetros principales, el contenido de SST (%SST<sub>c</sub>), el contenido de SV (%SV<sub>c</sub>) y la presencia de COT (%COT<sub>c</sub>) en el inóculo además de verificar el pH.

El análisis del %SV y de %COT de los materiales a compostar (compost-inóculo, celulosa y material de estudio) es básico para el cálculo de la biodegradación de las bolsas de estudio ya que el principio del ensayo se basa en la pérdida de SV en forma de dióxido de carbono con respecto al COT que contienen el material antes de someterle a compostaje.

## a) SST

Para el análisis del contenido en SST del inóculo se introdujeron 3 muestras de aproximadamente 7-8 g cada una en la estufa a 105 °C hasta peso constante. De las tres muestras se calculó la media para obtener un valor de %SST'<sub>c</sub>. Este porcentaje deberá estar entre 50%-55% respecto a la masa húmeda (ISO 14855:2005).

$$\%SST'_c = \sum_{i=1}^n \left[ \frac{(SH_c - SST_c)}{SH_c} \times 100 \right] / n$$

Fuente: Tchobanoglous et al., (1994)

Donde,

%SST'<sub>c</sub>= Contenido medio de sólidos secos presente en el inóculo, expresado en porcentaje.

SST<sub>c</sub>= Peso de sólidos secos por muestra de inóculo analizada, expresado en gramos (g).

SH<sub>c</sub>= Peso húmedo por muestra de inóculo analizada, expresado en gramos (g)

n= Número de muestras analizadas.

## g) SV

A partir de las muestras de inóculo seco se midió el contenido de SV. Las muestras secas se introdujeron en el horno mufla a 550 °C durante 2 horas quedando únicamente la materia inerte o cenizas. De la misma forma, se realizó la media de los tres resultados para obtener un valor representativo de %SV'<sub>c</sub>. El porcentaje de SV debe ser aproximadamente el 15% de los sólidos húmedos y aproximadamente el 30% de los sólidos secos (ISO 14855:2005).

$$\%SV'_c = \sum_{i=1}^n \left[ \frac{(SST_c - cenizas)}{SST_c} \times 100 \right] / n$$

Fuente: Tchobanoglous et al., (1994).

Donde,

%SV'<sub>c</sub>= Contenido medio de sólidos volátiles presente en el inóculo, expresado en porcentaje.

SST'<sub>c</sub>= Peso de sólidos secos por muestra de inóculo analizada, expresado en gramos (g).

n= Número de muestras analizadas.

#### *h) COT*

El contenido en COT se determinó con un equipo analizador de NDIR que mide la cantidad de CO<sub>2</sub> generado por la combustión de la muestra a 900°C mediante un haz de infrarrojos. Se obtuvo una media en contenido de COT en el inóculo (%COT'<sub>c</sub>).

#### *i) pH*

El pH del compost se midió a través del lixiviado de una muestra de compost mezclado con agua destilada 1:5 y posteriormente filtrado. El pH debe encontrarse en torno a valores neutros-básicos, 7,0-9,0 (ISO 14855:2005).

### **ii. Análisis y preparación de las bolsas de estudio y material de referencia.**

Las bolsas se cortaron a un tamaño no superior a 2 cm de diámetro (Figura IV.8.). Además del análisis de metales en el material de estudio, detallado en el apartado 4.1, se determinaron el %SST'<sub>m</sub>, %SV'<sub>m</sub> y %COT'<sub>m</sub>. De la misma manera se analizaron el %SST'<sub>ce</sub>, %SV'<sub>ce</sub> y %COT'<sub>ce</sub> de la celulosa utilizada como material de referencia. Los procedimientos y los equipos utilizados fueron los mismos que se indican para el análisis del inóculo.



Figura IV.8. Bolsa de estudio fraccionada en porciones de 2 cm

Fuente: A. Fernando

Por lo tanto, con el análisis previo de los materiales de ensayo se obtuvieron los siguientes parámetros (Tabla IV.5):

Tabla IV.5. Resumen de parámetros físico-químicos analizados previo ensayo de biodegradabilidad.

Material	%SST	%SV	%COT
Inóculo	%SST' <sub>c</sub>	%SV' <sub>c</sub>	%COT' <sub>c</sub>
Bolsas de estudio	%SST' <sub>m</sub>	%SV' <sub>m</sub>	%COT' <sub>m</sub>
Celulosa	%SST' <sub>ce</sub>	%SV' <sub>ce</sub>	%COT' <sub>ce</sub>

### iii. Puesta en marcha

El día de inicio del ensayo, y con los resultados de los análisis del %SST, %SV y %COT del inóculo, material de estudio y de referencia, se realizaron las mezclas de los diferentes materiales y el llenado de los digestores.

*a) Preparación de las mezclas y llenado de digestores*

Se prepararon nueve digestores de vidrio, tres con inóculo (blancos), tres con mezcla de inóculo y celulosa y otros tres con inóculo y bolsas de estudio. La relación de mezcla fue 6 a 1 medido en materia seca, es decir, se introdujeron aproximadamente 600 gramos de sólidos secos de inóculo por 100 gramos de sólidos secos de celulosa o material de estudio según corresponda.

Es muy importante garantizar la homogeneidad de la mezcla al igual que la humedad para el adecuado desarrollo microbiológico. Por este motivo se añadió agua destilada a cada una de las mezclas y blancos hasta obtener una masa homogénea y con una humedad aproximada del 50%.

Los digestores una vez llenos y herméticamente cerrados se introdujeron en los baños termoestabilizados con agua a temperatura constante de  $58^{\circ} \text{C} \pm 2$ .

*b) Lavadores de gas*

Cada uno de los digestores está conectado con su sistema de lavadores de  $\text{CO}_2$ , por un lado para lavar el  $\text{CO}_2$  presente el aire atmosférico de entrada al digestor, y por otro para atrapar el  $\text{CO}_2$  generado por el proceso de compostaje dentro del digestor.

Los lavadores de aire de entrada es un sistema de dos frascos de vidrio, de 500 ml, colocados en serie con el fin de asegurar el lavado de todo el  $\text{CO}_2$  del aire atmosférico y asegurar que el total del  $\text{CO}_2$  atrapado a la salida del digestor es fruto del compostaje del material. El flujo de aire se garantiza mediante una bomba que extrae aire de la atmósfera del laboratorio y lo impulsa hacia los lavadores de entrada, cuyo caudal es ajustado para un adecuado lavado del  $\text{CO}_2$ .

Para los lavadores de entrada se fija una concentración de 0,5 M de solución de NaOH, suficiente para lavar la concentración de  $\text{CO}_2$  atmosférico, 0,035 % de concentración media en el aire. De forma experimental se determinó que con esa concentración de solución de NaOH era suficiente para atrapar el  $\text{CO}_2$  de la corriente de aire atmosférico de entrada a los digestores.

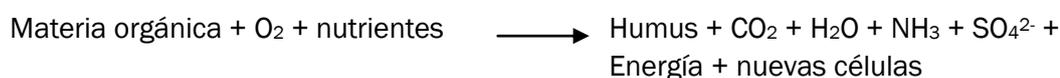
Por otro lado, se dispuso de un lavador de salida por digestor, de 1000 ml, cuya solución de NaOH fue de concentración variable en función de la fase de compostaje

que se encontraba. De forma experimental se determinaron las concentraciones de NaOH adecuadas a las diferentes fases de actividad microbiológica identificadas en el ensayo. Al inicio del proceso, la fase más activa y por lo tanto de mayor generación de CO<sub>2</sub>, se emplearon concentraciones de 1,5-2 M de NaOH, sin embargo, a medida que avanzó el proceso, la actividad microbiológica se fue ralentizando y con ella la generación de CO<sub>2</sub>. En la última fase del proceso se introdujo una concentración de aproximadamente 0,5 -1 M de NaOH.

#### iv. Proceso y control de proceso

Una vez iniciado el ensayo y si las condiciones son las adecuadas, comienza el proceso de reactivación microbiológica del inóculo, que en el caso de los digestores con material añadido, comenzarán a descomponerlos generando nuevos microorganismos, agua y dióxido de carbono básicamente.

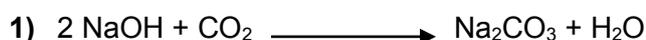
Se recuerda la reacción de descomposición de la materia orgánica en condiciones aerobias:



Fuente: Tchobanoglous G. et al., (1994).

La los microorganismos descomponen la materia orgánica para la obtención de energía y multiplicarse. En esta actividad, y siempre que se garantice en condiciones aerobias adecuadas, uno de los productos principales es el CO<sub>2</sub>. Este gas reacciona bien con los hidróxidos o álcalis disueltos en agua ya que neutraliza la basicidad que aportan éstas bases formando carbonato principalmente (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) (siempre que esté el hidróxido en exceso), bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y carbónico (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>). El hidróxido que se utilizó para la trampa de dióxido de carbono es el hidróxido sódico (NaOH).

La reacción de neutralización que se produce en los lavadores es la siguiente:



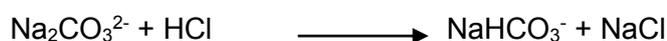
Esta reacción se produce en dos fases cuando hay exceso de NaOH (Kale, et al., 2007):



Diariamente se realizaron los análisis de las soluciones de los lavadores de salida de tal forma que se obtuvo una secuencia de generación de  $\text{CO}_2$  a lo largo del ensayo y por cada uno de los 9 digestores. El método utilizado fue por valoración mediante indicadores de pH, la fenolftaleína (punto de viraje  $\text{pH} < 8,2$  incoloro,  $\text{pH} > 10$  fucsia intenso) y heliantina (punto viraje de  $\text{pH} < 3,1$  (amarillo) y  $\text{pH} 4,4$  (naranja).

La metodología de valoración tiene el objeto de analizar por cada digestor los gramos de carbonato y bicarbonato formados con el lavado del dióxido de carbono y obtener, según la reacción 1), los gramos de  $\text{CO}_2$  atrapados. La valoración consta de dos fases, una primera con a realizar con fenolftaleína y una segunda, sobre la misma muestra, con heliantina. Para la acidificación de la solución se utiliza una solución de HCl a 0,5 M.

Teniendo en cuenta que siempre se procura una concentración de sosa lo suficientemente elevada para que quede en exceso en la solución a valorar se puede decir que las reacciones ácido-base que ocurren en las valoraciones serían las siguientes (Du, et al., 2008):



La relación de cantidad de HCl gastado para reaccionar con todo el  $\text{CO}_3^{2-}$  existente en la solución es 1:1, es decir, un mol de  $\text{CO}_3^{2-}$  reacciona con un mol de HCl, por lo tanto los moles de HCl gastados en la segunda fase de la valoración corresponderán a los moles de  $\text{CO}_3^{2-}$  generados por el lavado de  $\text{CO}_2$ .

El cálculo de la concentración de CO<sub>2</sub> atrapado por lavador depende del volumen de disolución HCl gastados en la segunda fase de la valoración (V<sub>2</sub>) por la concentración molar de la disolución de HCl (M<sub>HCl</sub>).

$$\text{Moles de CO}_2/\text{ml} = (M_{\text{HCl}} \times V_2)/10$$

El procedimiento, basado siempre en que haya NaOH en exceso, se resume en la Tabla IV.6.:

**Tabla IV.6. Procedimiento de valoración de las soluciones de lavado de dióxido de carbono.**

10 ml muestra del lavador

1ª Fase: Neutralización del NaOH y parte del CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>			
Indicador	Ds valoración	Viraje transparente	Volumen 1 neutralización (ml HCl)
2 gotas (fenolftaleína)	HCl 0,5 M	pH < 8,2	V <sub>1</sub>
2ª Fase: Neutralización del HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			
Indicador	Ds valoración	Viraje a amarillo	Volumen 2 de neutralización (ml HCl)
2 gotas (heliantina)	HCl 0,5 M	pH < 3,1	V <sub>2</sub>

**Nota. Ds= disolución.**

Fuente: Elaboración propia.

A su vez, diariamente se controlaron la humedad, el pH y olor y aspecto del material en compostaje. La temperatura elevada de proceso, 58 ° C ± 2, provoca que las mezclas pierdan humedad fácilmente por lo que se añadió agua destilada hasta procurar un 50% de humedad aproximadamente. La mezcla se removió y homogeneizó. Si se detectara mal olor o la aparición de moho puede ser un indicador de exceso de humedad generando anaerobiosis y gases indeseados, por lo que en este caso no se le añadiría agua.

#### viii. Cálculo del porcentaje de biodegradación

El cálculo del porcentaje de biodegradación las bolsas se definió en función de la cantidad de CO<sub>2</sub> producida por los microorganismos procedente de su biodegradación respecto a la cantidad máxima de CO<sub>2</sub> que podrían haber producido si hubieran biodegradado la totalidad del material de estudio.

El porcentaje de biodegradación del material de estudio se calcula y expresa según la siguiente fórmula:

$$\% B = \frac{(CO_2)_t - (CO_2)_b}{ThCO_2} \times 100$$

Donde,

%B= Porcentaje de biodegradación del material de estudio.

(CO<sub>2</sub>)<sub>t</sub>=Cantidad acumulada de dióxido de carbono generado en cada digester de compostaje que contiene el material de estudio, expresado en gramos por recipiente.

(CO<sub>2</sub>)<sub>b</sub>= Cantidad acumulada medio de dióxido de carbono generado en los digestores del blanco, expresado en gramos por recipiente.

ThCO<sub>2</sub>= Cantidad teórica de dióxido de carbono que puede producir el material de estudio expresado en gramos por recipiente.

El cálculo de la cantidad teórica de dióxido de carbono de las bolsas depende directamente del contenido de %COT. Su cálculo se obtiene a través de la siguiente expresión:

$$ThCO_2 = SST \times \%COT \times 44/12$$

Donde,

SST= Cantidad de sólidos secos totales del material de estudio introducidos en cada uno de los digestores al principio del ensayo, expresados en gramos.

%COT=Proporción de carbono orgánico total presente en la masa seca del material de estudio, expresado en porcentaje.

44 y 12 son la masa molecular del dióxido de carbono y la masa atómica del carbono respectivamente.

**ix. Validación del ensayo**

La norma establece tres requisitos que se deben cumplir para considerar válidos los resultados obtenidos en el ensayo.

El ensayo se considera válido si,

- a) El grado de biodegradación del material de referencia es más del 70% después de 45 días.
- b) La diferencia entre el porcentaje de biodegradación del material de referencia en los digestores de compostaje es menor del 20% al final del ensayo.
- c) El inóculo en el blanco ha generado más de 50 gramos y menos de 150 gramos de dióxido de carbono por gramo de sólidos volátiles (valores medios) después de 10 días de incubación.

A continuación se recogen los principales parámetros descritos en la norma UNE 14855:2005 y en los que se basa la metodología de ensayo (Tabla IV.7).

Tabla IV.7. Requisitos de preparación, control y evaluación de resultados recogidos en la norma ISO 14855-1:2005

<b>PREPARACIÓN DEL ENSAYO</b>	
<b>Digestores</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ 3 para el material de estudio</li> <li>✓ 3 para el material de referencia</li> <li>✓ 3 para los blancos</li> </ul>
<b>Mezcla de material (estudio y referencia) con inóculo.</b>  (Relación en masa seca)	Inóculo/material añadido= 6:1.
<b>Llenado de digestores</b>	Hasta $\frac{3}{4}$ del volumen total del digestor
<b>%Humedad de la mezcla y del inóculo</b>	%50 aprox.
<b>Temperatura operación</b>	58 ° C $\pm$ 2 ° C
<b>PERIODO DE ENSAYO</b>	
<b>Medición de CO2 generado</b>	Periódica en todos los digestores
<b>Agitación del material en compostaje</b>	Semanal, para evitar apelmazamientos y facilitar la biodegradación.
<b>Control de humedad</b>	Adición de agua destilada para mantener la humedad en 50%.
<b>Periodo máximo de ensayo</b>	No más de 6 meses  (se puede extender hasta alcanzar fase de estacionaria)
<b>pH</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Medición a intervalos regulares.</li> <li>✓ Evitar pH &lt;7</li> </ul>
<b>FINALIZACIÓN DEL ENSAYO</b>	
<b>Expresión de resultados</b>	En función de la generación de CO <sub>2</sub> debido a la biodegradación del material de estudio.
<b>Validez de los resultados</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Si % D<sub>cel</sub> &gt; 70% tras 45 días</li> <li>✓ Si la diferencia entre el % D<sub>cel</sub> al final del ensayo de cada uno de los tres recipientes es &lt; 20 %</li> <li>✓ Si el blanco ha generado &gt; 50 mg y &lt; 150 mg de CO<sub>2</sub> /g de SV tras 10 días de ensayo.</li> </ul>

Fuente: Elaboración propia

#### 4.2.2. Compostaje en pila volteada a escala industrial

Tras obtener los resultados de biodegradación a escala de laboratorio se realizaron los ensayos a escala industrial. Igualmente, se tomaron como referencia los requisitos de la norma UNE EN 13432:2001 de biodegradabilidad y compostabilidad de envases, no obstante, las condiciones de tratamiento, a diferencia de las de laboratorio, fueron las que acontecen en las plantas de compostaje donde se realizaron los ensayos, de parámetros variables y de naturaleza más diversa.

El objetivo principal de la metodología en planta fue respetar al 100% las condiciones reales de tratamiento en cada una. Para ello se introdujeron las bolsas en una de las pilas/túneles formadas/completados en la propia actividad de la planta obteniendo una simulación lo más aproximada posible del compostaje de las bolsas por si éstas alcanzaran el proceso de compostaje en la planta en cuestión.

Se recuerda que el estudio de compostaje en pila se realizó en el Centro de Tratamiento de Residuos (CTR) de Torija (Guadalajara) (Figura IV. 9), en colaboración con BEFESA, empresa gestora del Centro. El sistema de separación y compostaje del centro se detalla en el siguiente punto.



**Figura IV.9. Ubicación del municipio de Torija (Guadalajara).**

Fuente: A. Fernando



**Figura IV.10. Centro de tratamiento de Residuos Urbanos de Torija (Guadalajara)**

Fuente: CTR de Torija (2015)

## A) Materiales

---

A continuación se describen los diferentes aspectos físicos y técnicos que caracterizan el sistema de compostaje del CTR de Torija incluyendo los diversos análisis para la descripción de la FORSU con la que se mezclarán las bolsas. Las muestras de bolsas se introdujeron durante el proceso de formación de la pila. En total se realizaron tres ensayos con la misma metodología.

### i. **Residuo orgánico separado (FORSU)**

El origen del residuo orgánico empleado se corresponde con la FORSU separada en la planta y tratada mediante compostaje en pila en una nave cerrada (nave de fermentación) destinada para ello.

El proceso de selección de la fracción orgánica de la planta de Torija consta principalmente de un trómel de 80 mm de diámetro de luz de malla. El hundido de trómel pasa por dos puestos de triaje manual que eliminan los inorgánicos no metálicos que hayan podido pasar, por un separador magnético y por una corriente de Foucault para la recuperación de los metales y el aluminio. El material seleccionado como orgánico se transporta por cinta hasta un troje en la nave de fermentación donde una pala cargadora lo dispone en forma de pilas para su compostaje (Figura IV.11.)

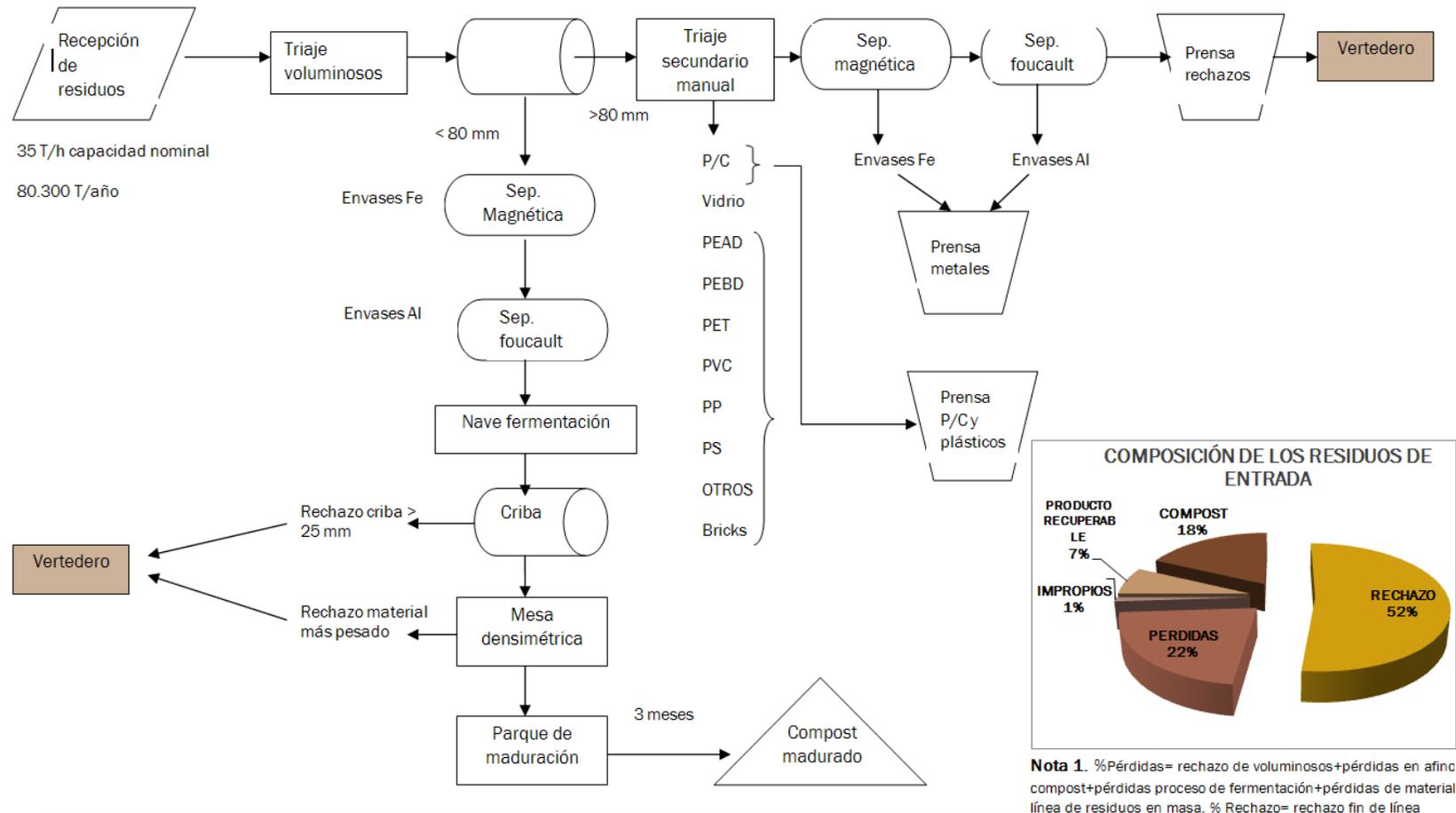


Figura IV.11. . Esquema del flujo de funcionamiento del CTR de Torija (Guadalajara). Fuente: Elaboración propia

Para un adecuado control del proceso y correcta interpretación de los resultados es necesario conocer la composición de los residuos orgánicos a compostar junto con el material de estudio. Para ello se llevaron a cabo por ensayo una caracterización y un análisis físico-químico del hundido de trómel<sup>24</sup> de ese mismo día con el fin conocer con detalle la composición del residuo.

*a) Caracterización*

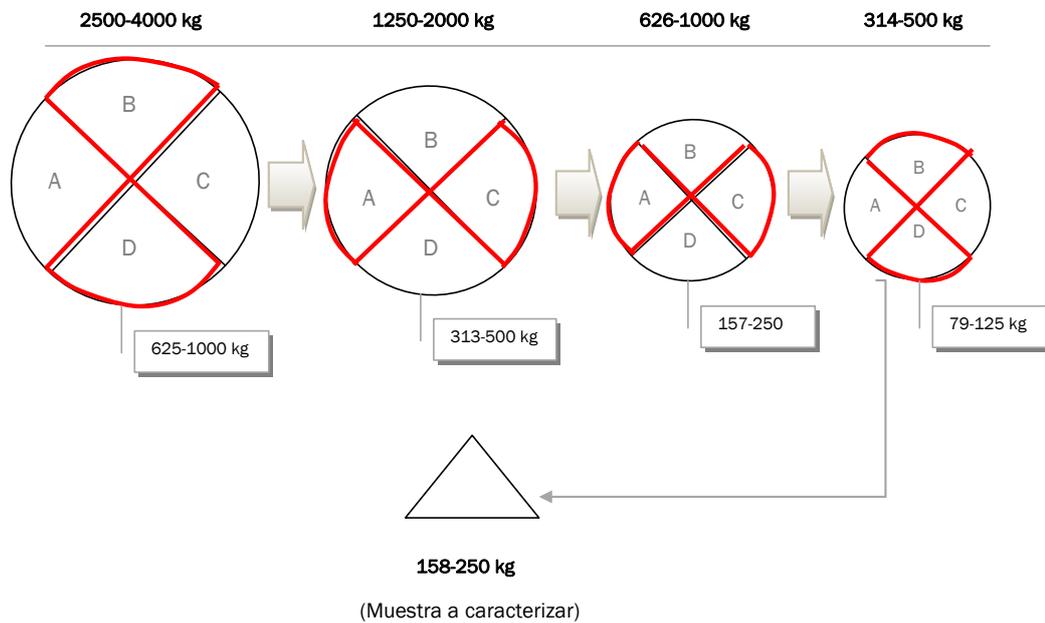
La caracterización es un método de estudio que consiste en contabilizar en porcentaje en peso los diferentes materiales presentes en una cantidad de residuos, en este caso el hundido de trómel o FORSU. El objetivo principal de este método es controlar la cantidad y tipos de impropios que forman esta fracción (Tabla IV.8).

En los ensayos, la caracterización se realizó a partir de una muestra representativa del hundido de trómel, lo más homogénea posible. La caracterización se realizó de la misma FORSU separada en planta el día de inicio del ensayo. Para este análisis se aplica la técnica de “cuarteo” que consiste en un método aleatorio basado en la división y subdivisión de la muestra inicial en porciones de cuatro de peso aproximado (Sakurai, 1983). Se trata de la técnica más utilizada en residuos para este tipo de análisis.

La muestra de partida se homogeniza mediante una pala cargadora y se divide en cuatro porciones iguales. Se considera lo suficientemente representativa una cantidad de aproximadamente 2500-4000 kg para la muestra inicial del hundido. De las cuatro porciones se eligen dos al azar y enfrentadas. De la misma forma, estas dos porciones se mezclan, homogenizan y subdividen en cuatro porciones más del mismo tamaño eligiendo al azar dos enfrentadas. Este procedimiento continúa hasta alcanzar una muestra de peso y tamaño representativo (150-250 kg) que finalmente es la que se caracteriza en tipo de material y porcentaje en peso (Figura IV. 12).

---

<sup>24</sup> Se le llama “hundido de trómel” a la fracción de residuos que pasa por la criba o trómel por ser de un tamaño inferior a la luz de malla. El hundido de trómel corresponde con la FORSU en el caso de la fracción resto.



**Figura IV.12. Ejemplo de caracterización para hundido de tromel. En rojo se marcan los cuartos elegidos aleatoriamente.** Fuente: Elaboración propia

El análisis de la caracterización nos da una estimación de la composición real de la FORSU a compostar junto con las muestras de estudio, y principalmente la cantidad de impropios o materiales no biodegradables que podrían ser perjudiciales para el proceso o generar algún tipo de distorsión en los resultados del estudio que sea necesario conocer.

Los materiales contabilizados en la caracterización son los siguientes:

Tabla IV.8. Lista de materiales contabilizados en la caracterización.

MATERIAL ENVASE DOMÉSTICO	Cantidad (kg)	% Peso
PET		
PEAD Natural		
PEAD Color		
PVC		
Film (excepto bolsas de un solo uso)		
Film bolsas de un solo uso		
Resto de Plásticos		
Acero		
Aluminio		
Brik		
Madera		
MATERIAL NO ENVASE DOMÉSTICO		
Materia Orgánica		
Restos de jardín y podas		
Celulosas		
Textiles		
Madera no envase		
Madera Envase Comercial-Industrial		
Vidrio (envases)		
Plásticos no envase (Excepto Film Bolsa Basura)		
Film bolsa basura		
Plásticos Envase Comercial Industrial(Excepto Film		
Film Comercial/Industrial		
Restos de obras menores		
Acero no envase		
Acero Envase Comercial/Industrial		
Aluminio no envase		
Aluminio Envase Comercial/Industrial		
Otros (indicar significativos)*		
Papel/Cartón		
Papel Impreso		
Envase Doméstico con Punto Verde		
Envase Doméstico sin Punto Verde		
Envase Comercial con Punto Verde		
Envase Comercial sin Punto Verde		
<b>Total Material Solicitado</b>		
<b>Total Material No Solicitado</b>		
<b>Total Muestra Caracterizada</b>	<b>150</b>	<b>100%</b>

Nota. Se contabilizan y diferencian los materiales de envases domésticos de los no domésticos con el fin de conocer la cantidad de envases domésticos que no son correctamente separados por los consumidores en la fracción separada de envases (contenedor amarillo).

Fuente: Ecoembes

#### b) Análisis físico-químico de la FORSU

Se analizaron los principales parámetros que aportan información sobre la calidad del material a compostar, tanto en nutrientes, como indicadores de madurez y presencia de metales pesados. De la misma forma, al finalizar el ensayo se analizaron los mismos parámetros en el compost resultante pudiendo comparar así la evolución de los mismos (Tabla IV.9).

Tabla IV.9. Parámetros analizados en la FORSU antes y después del compostaje.

Parámetros físicos	Nutrientes principales	Otros metales	Patógenos
pH	Relación C/N	Cadmio	Escherichia coli
% Humedad	% Nitrógeno total	Cobre	Salmonella
% Materia seca	% Nitrógeno orgánico	Niquel	
Conductividad	Fósforo ppm	Plomo	
% Materia orgánica total	Potasio ppm	Hierro	
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Calcio ppm	Cromo	
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Magnesio ppm	Manganeso	
		Zinc	
		Mercurio	
		Cromo VI	

Fuente: Elaboración propia

## ii. Condiciones climatológicas

Las condiciones climatológicas de la zona en la que se ubica la planta son muy importantes porque influyen irremediablemente en el proceso, aunque se desarrolle en una nave cubierta y cerrada. Torija se encuentra en Castilla-La Mancha, en la Alcarrea alta, a una altitud de 958 m sobre el nivel del mar, zona de clima típicamente mediterráneo continental.

Las oscilaciones térmicas son importantes con veranos calurosos e inviernos muy fríos y secos. Las heladas son importantes y tienen lugar desde noviembre hasta mayo (<http://www.dguadalajara.es>). Las temperaturas varían en torno a 0-13 ° C en invierno y 15-28 ° C en verano. Las precipitaciones medias de la zona son 471 mm al año concentrándose principalmente en los meses de octubre a diciembre caracterizándose de una región principalmente seca. El término municipal de Torija se caracteriza por ser una zona venteada por lo que unido a una humedad relativa baja es fácil que el proceso de compostaje sufra condiciones de sequedad que perjudiquen al compostaje del material.

### **iii. Nave de compostaje**

El proceso de compostaje se realizó en la nave de fermentación de la planta. Se trata de una nave cerrada de 7000 m<sup>2</sup> de superficie, de paredes y suelo de hormigón con dos puertas contrapuestas (Figura IV.13).

El sistema de compostaje se realiza mediante la formación de pilas de aproximadamente 3-3,5 metros de altura, 2,5-3 de anchura y 20-25 metros de largo. La aireación del proceso se aporta por el volteo periódico de las pilas mediante una pala cargadora.

El suelo dispone de arquetas de recogida de lixiviados que los reconducen y almacenan en la balsa de lixiviados, compartida con los del vertedero.

El control de emisión de gases y olores se lleva a cabo a través de un sistema de aspiración de gases ubicado en el techo de la nave y reconduce los gases a un biofiltro para su depuración.

La nave dispone igualmente de un sistema de regado que consiste en una instalación de canalizaciones y duchas ubicadas en el techo, utilizadas en caso de descenso excesivo de humedad. El sistema da opción a regar con agua fresca depurada o lixiviado según la etapa del proceso en la que se encuentren las pilas.



**Figura IV.13. Nave de compostaje de Torija**

Fuente: A. Fernando

#### **iv. Preparación de las muestras**

Por cada ensayo se introdujeron en la pila 20 bolsas del material a compostar correspondiente a 1-1,5 g/m<sup>3</sup> de bolsa en FORSU. Las pilas respetaron las mismas dimensiones propias de las pilas de la nave (Tabla IV.10).

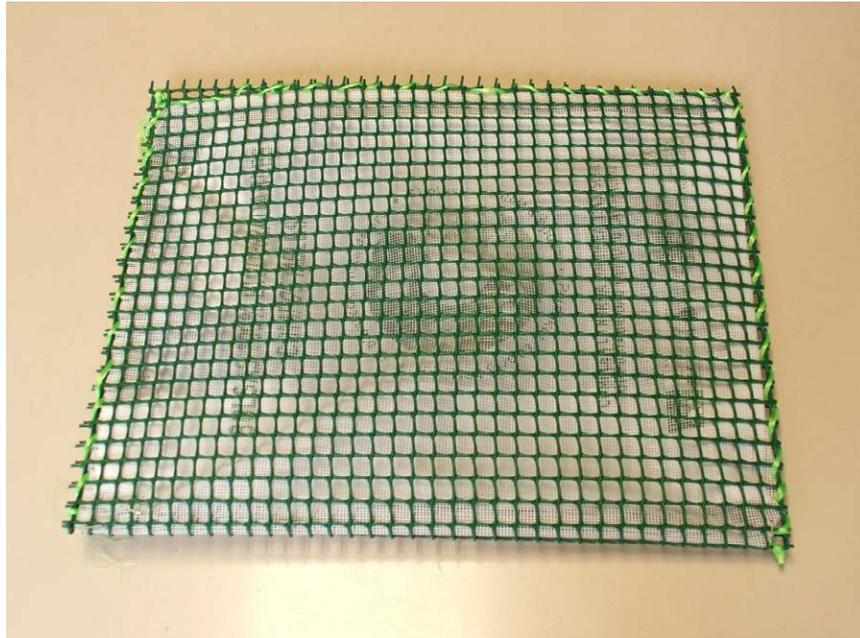
Se obtuvo el peso seco ( $P_{SX}^{25}$ ) de cada una de las bolsas antes de introducirlas en el proceso de compostaje. Para ello se introdujeron en estufa a 60° C (Vieyra, 2009), temperatura por debajo de la temperatura de degradación del polímero hasta alcanzar peso constante.

Cada muestra la formó una sola bolsa introducida en una malla de 2 mm de luz de un polímero rígido (PEAD) resistente a la biodegradación e identificada con un código también resistente. El formato rígido, además de mantener a la bolsa extendida con la mayor parte de su superficie expuesta a los microorganismos, facilita el volteo de las muestras y el rescate posterior, en la fase de afino del compost. Esta disposición de las muestras está pensada para realizar un control visual de la

---

<sup>25</sup>  $P_{SX}$ = peso seco inicial de la muestra "x".

degradación de aquellas que por azar quedaran en la superficie de la pila tras el volteo (Davis, 2003), aprovechando que es una técnica de compostaje que permite el acceso durante el proceso.



**Figura IV.14. Sobre de malla rígida que contiene la muestra.**

Fuente: Elaboración propia.

## B) Método: compostaje en pila

---

La duración de los tres ensayos fue aproximadamente tres meses y medio, dependiendo de las de la evolución del proceso controlado fundamentalmente por la temperatura de la pila.

### i. Preparación del ensayo

#### a) *Formación de la pila*

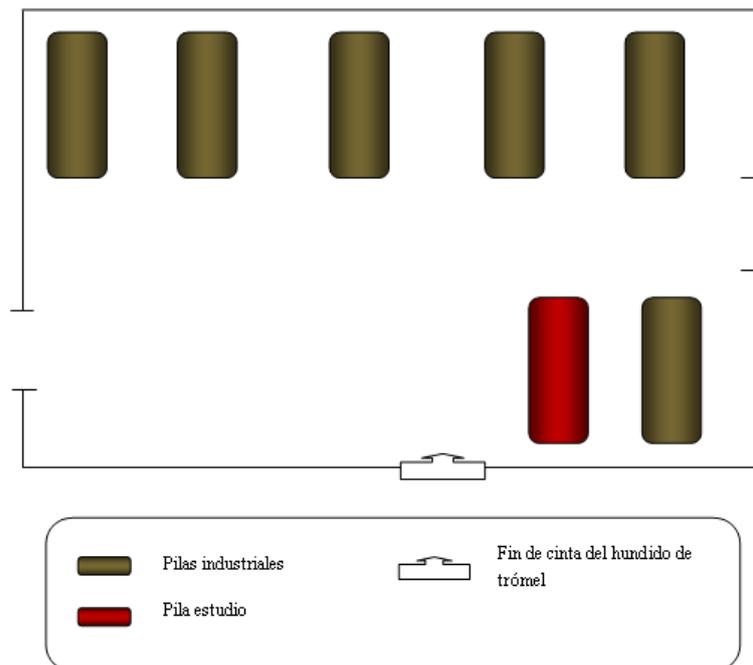
Tras realizar la caracterización de la FORSU se formó la pila con ayuda de una pala cargadora manejada por el personal de la planta. Se tomaron muestras para el

análisis físico-químico de la FORSU. En la siguiente tabla se recogen las dimensiones, el contenido en humedad, peso y volumen, aproximados de las pilas de ensayo (Tabla IV.10).

**Tabla IV.10. Características físicas de la pila de ensayo**

ALTO (m)	ANCHO (m)	LARGO (m)	VOLUMEN (m <sup>3</sup> )	PESO HÚMEDO <sup>26</sup> (t)	%H	PESO SECO (t)
3,5	3	25	88	35-44	51,62	17-21

La pila de ensayo se ubicó en la nave de compostaje según la siguiente ilustración (Figura IV.15).



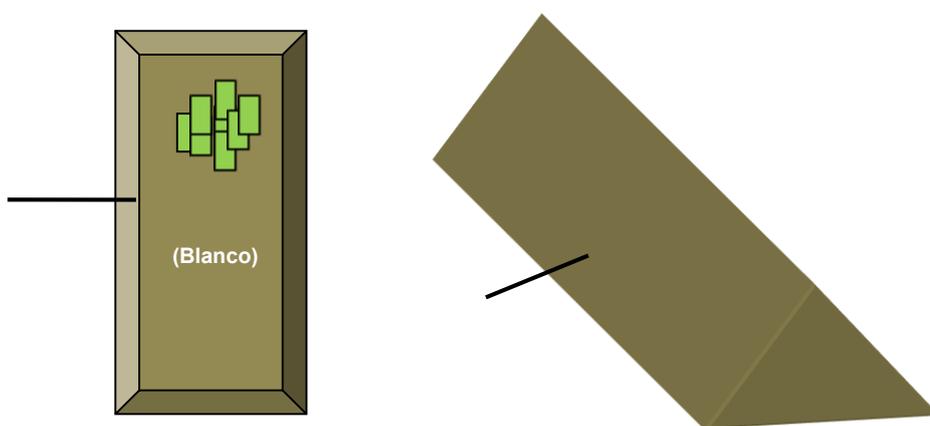
**Figura IV.15. Disposición de la pila de ensayo en la nave de compostaje (vista en planta).**

Fuente: Elaboración propia

<sup>26</sup> Se considera una densidad de 0,4-0,5 t/m<sup>3</sup>

*b) Disposición de las muestras en la pila.*

La pila se dividió en dos secciones iguales, en una de las mitades se colocaron las muestras y en la otra únicamente FORSU dispuesta como blanco. Ambas secciones se delimitaron por un listón de madera con el fin de evitar que se mezclaran en los volteos (Figura IV.16).



**Figura IV.16. Disposición de las muestras en la pila, vista en planta del corte transversal de la pila y vista en perspectiva de la pila final.**

Fuente: Elaboración propia.

## **ii. Control del proceso**

### *a) Volteo*

Durante el ensayo, el proceso de compostaje siguió el mismo tratamiento que para el resto de pilas de la planta. El volteo se realizó semanalmente diferenciado por secciones. Con el volteo, la posición de las muestras que inicialmente se colocan en el interior de la pila, varía de forma aleatoria, no controlada, al igual que ocurriría si dichas bolsas acabaran en la planta de compostaje con el flujo de residuos, garantizando mayor representatividad del proceso. Por lo tanto, las muestras van variando de posición semanalmente pudiendo quedar tanto en la superficie de la pila,

semienterradas o enterradas por completo. La posición más favorable para la degradación es que las muestras queden enterradas en el interior de la pila ya que se conserva mejor la humedad y la temperatura favoreciéndose la actividad microbológica. Por el contrario, la posición menos favorable es en la superficie, donde la actividad microbológica es notablemente inferior debido al contacto con las condiciones atmosféricas que favorece la pérdida de calor y la evaporación.

La degradación por factores abióticos del grupo de los poliésteres se inicia por la hidrólisis del polímero. El volteo de la planta de Torija, que al inicio del proceso es semanal, favorece la actividad microbológica, principalmente en la fase fermentativa, debido al aporte de oxígeno. También eleva la temperatura de la pila, se liberan más compuestos orgánicos intermedios procedentes de la biodegradación de la materia orgánica y se genera cierto desgaste físico del material. Por lo tanto, es previsible que en intervalo inmediatamente después del volteo sea cuando la degradación del polímero sea mayor.

#### *b) Parámetros de control*

El control del proceso se realizó de forma puntual y sólo con el objetivo de verificar que los parámetros de  $T^a$ , pH y humedad (%H) evolucionaron dentro de los rangos normales en n proceso de compostaje. Se llevaron a cabo mediante mediciones de temperatura en diferentes puntos de la pila y la toma de muestras para el control de la humedad y el pH. A diferencia de la temperatura, la humedad y el pH se midieron en el laboratorio de toxicología ambiental de la ETSI de Montes.

La obtención de las muestras se realizó en tres puntos repartidos en la superficie de la pila, no próximos. Se evitó obtener muestras de la “corteza” o capa más externa del compost, por no considerarse representativa.

Cada muestra, se trituro y pesó obteniendo así el peso húmedo ( $P_h$ ). La muestra, una vez pesada, se introdujo en la estufa a  $105^\circ\text{C}$  hasta peso constante. Tras enfriarse a temperatura ambiente se pesa de nuevo obteniendo el peso seco ( $P_s$ ).

$$\%H = (P_h - P_s) / P_h \times 100$$

La medición del pH se realiza con pH-metro sobre el extracto de la muestra a medir. De cada muestra se realizó el lavado de la fracción orgánica en un 20% en

agua destilada. Para ello se tomaron 20 g de muestra y se trituran junto con 100 ml de agua destilada. La mezcla se pasó por un filtro de celulosa para la obtención del extracto.

Para la medición de la temperatura se utilizó un termómetro de pincho adecuado para este tipo de estratos con el que se logra tomar la temperatura hasta una profundidad de 30 cm. Se tomaron medición en tres puntos por lado de la pila a una profundidad de 30 cm.

### **iii. Fin del ensayo: rescate de las muestras**

Tras completar el periodo de compostaje (proceso bio-oxidativo principalmente), la pila se llevó a la nave de afino de la planta donde ambas secciones, el blanco y la de las muestras, se cribaron por separado. La nave de afino consta de una criba de 25 mm y una mesa densimétrica con 10 mm de luz. Ambas secciones se hicieron pasar primero por la criba, separando la fracción rechazo de tamaño superior a 25 mm donde se encuentran las muestras. Tras el afino del compost se toman muestras de ambas secciones para el análisis físico-químico, microbiológico y de fitotoxicidad.

## **4.2.3. Compostaje en túnel a escala industrial**

El análisis de compostabilidad de las bolsas de estudio a gran escala integró la técnica de compostaje en túnel. Como ya se ha mencionado en la introducción, se trata de una técnica que incorpora amplios automatismos, reduciendo considerablemente los tiempos de tratamiento con un control continuado de los principales parámetros de proceso.

A pesar de sus aparentes ventajas, a nivel europeo no parece tratarse de la técnica más empleada para el compostaje de los biorresiduos ya que únicamente el 1,2% de las plantas de compostaje europeas contabilizadas incorporan esta técnica. Sin embargo, en España en los últimos diez años se ha apostado ampliamente por dicha tecnología incorporada en el 27% de las plantas de compostaje contabilizadas en el año 2007 (Álvarez, 2007). Teniendo en cuenta que el compostaje en túnel dispone de amplia representatividad en el territorio nacional, se ha considerado

necesario estudiar el comportamiento de las bolsas de estudio en una de estas plantas.

El estudio de compostaje en túnel se llevó a cabo en el Centro de Tratamiento de Residuos de Ávila Sur o Arenas de San Pedro (Ávila) (Figura IV. 17), en colaboración con VALORIZA Servicios Medioambientales S.A., empresa gestora del centro y perteneciente al grupo Sacyr.

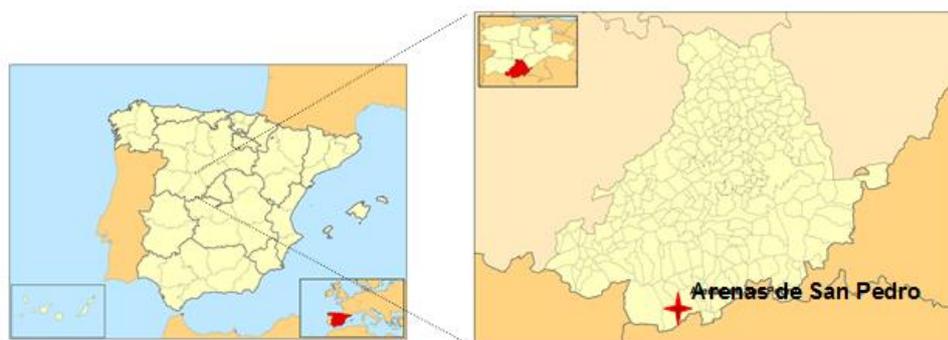


Figura IV.17. Ubicación municipio de Arenas de San Pedro (Ávila)

Fuente: A. Fernando

## A) Materiales

De la misma forma que se hizo previamente en el estudio de compostaje en pila, los ensayos realizados en la planta de Arenas de S.P pretenden representar fielmente el proceso de compostaje a gran escala que allí se desarrolla, por lo tanto, las muestras de estudio se incorporaron en tres cargas de los túneles, espaciadas en el tiempo con idéntica metodología.

### i. Residuo orgánico separado (FORSU)

La FORSU que composta la planta se trata de la fracción orgánica procedente de la fracción resto recogida de los pueblos de la zona y que es separada en planta

mediante un trómel de 90 mm de luz de malla. Un separador magnético y otro de corrientes de inducción logran depurar el residuo de materiales férricos y de aluminio. La fracción orgánica separada queda depositada en un montón al final de línea a la espera de que una pala cargadora lo introduzca en uno de los túneles (Figura IV.18).

En la siguiente figura se muestran las diferentes fases de separación y recuperación de materiales de las que consta la planta.

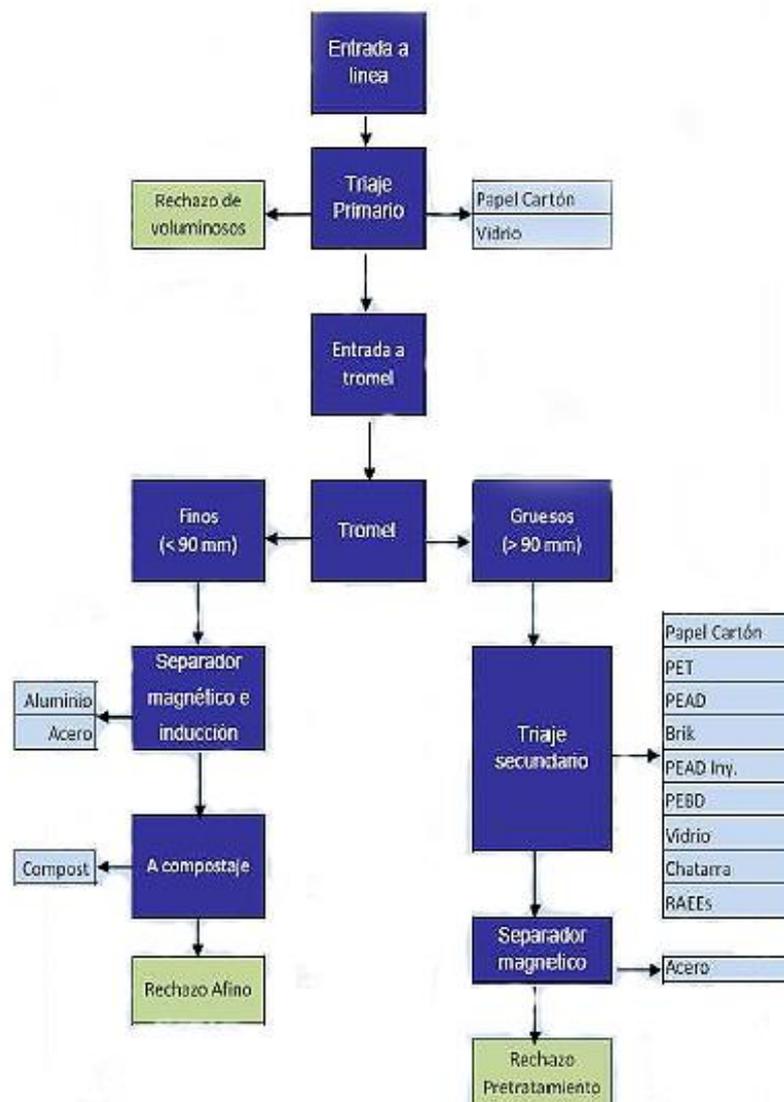


Figura IV.18. Esquema de funcionamiento del C.T.R. de Arenas de San Pedro

Fuente: Valoriza Servicios medioambientales S.A.

Tras la fase de separación mecánica la pala cargadora introduce la fracción orgánica separada en el túnel correspondiente hasta completar 2/3 de su capacidad dejando un espacio aproximado de 1,5 m libre hasta el techo.

De la misma forma que se realizó en los ensayos de compostaje en pila, se llevó a cabo el análisis de la FORSU mediante la caracterización y el análisis físico-químico ensayo (apartado 4.2.2.; A.); i.)).

## **ii. Condiciones climatológicas**

Arenas de san Pedro está ubicado en el valle del río Tietar, al sur de la provincia de Avila y proximo a la Sierra de Gredos (510 m. de altitud). Su clima es mediterraneo continentalizado, caluroso, seco en verano pero con abundantes precipitaciones invernales, acentuadas por la orientación sur de la sierra que ocasiona precipitaciones por retención. La precipitación media anual es de unos 1230 mm y una temperatura media de 10-15 °C, alcanzando el mes más frío una media de 6 °C mientras que el mes más cálido puede alcanzar de media 28 °C.

## **iii. Túneles de compostaje**

La planta de residuos de Arenas de S. P. realiza el compostaje en dos fases diferenciadas. La fase bio-oxidativa se lleva a cabo en túnel, cuyo proceso comprende un periodo aproximado de 14 a 20 días en la que la aireación es continua variando en intensidad según la fase del proceso y el regado (lixiviado o agua pura) se realiza por sesiones de duración preestablecida. Un sistema de software permite el control de los parámetros principales basado en un sistema de sondas de temperatura y medidor de gases (O<sub>2</sub>).

La fase de estabilización y maduración del compost se completa fuera del túnel durante 18 días aproximadamente. De nuevo la pala cargadora extrae la fracción orgánica en compostaje del túnel y forma una pila en un área de hormigón cubierto con un sotechado metálico que las protege de las precipitaciones. Esta área no está cerrada por lo que las pilas quedarían expuestas a las condiciones ambientales del momento. La pila permanece estática durante toda la fase de maduración, rara vez se voltea.

Finalmente el compost se depura de inertes mediante la fase de afino que, al igual que en la planta de Torija, consta de una criba para impropios de mayor tamaño y una mesa densimétrica para el rechazo más fino y denso.



Figura IV.19. Vista de los túneles y cubierta para la disposición de las pilas.

Fuente: A. Fernando

La planta consta de tres túneles de hormigón de 493,5 m<sup>3</sup> de capacidad unitaria, que trabajan en modo aeróbico. Las dimensiones de los túneles disponen de 4,70 metros de ancho, 5,25 metros de alto y 20 metros de largo (Figuras IV.19 y 20).

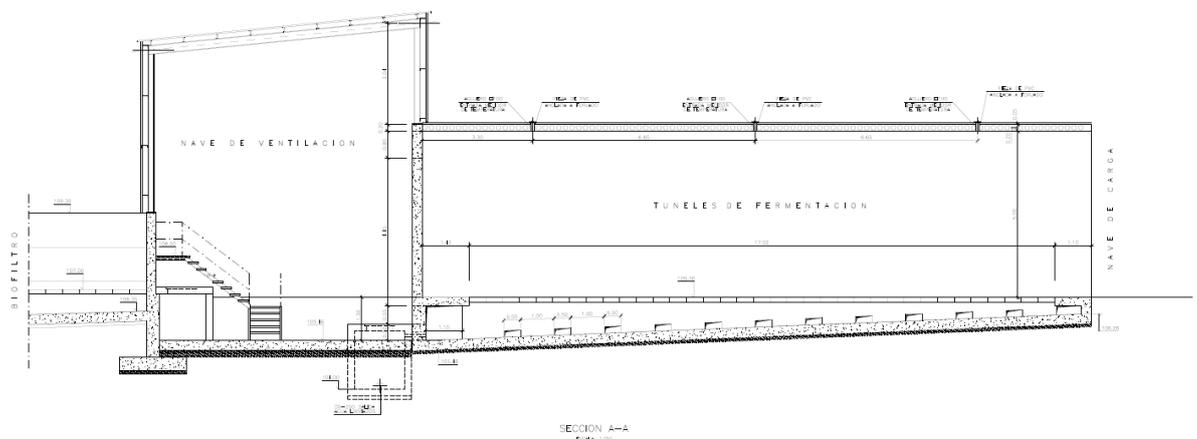


Figura IV.20. Sección del túnel.

Los túneles cuentan con cuatro sensores de temperatura, tres destinados a controlar la variación de este parámetro en el material en compostaje, y un cuarto localizado en la salida de gases con el fin de medir la temperatura del gas de salida.

El piso o suelo del túnel consta de diversas losas de hormigón perforadas que permiten la aireación de los materiales por medio de una soplante. En el circuito de salida de gases también disponen de un medidor de la concentración de oxígeno del gas de salida.

Un software<sup>27</sup> permite la programación automática de las diferentes fases del proceso basado en los parámetros de temperatura, humedad-riego, concentración de oxígeno y tiempo. El funcionamiento básico del software de esta planta depende principalmente de la evolución de la temperatura a lo largo del proceso. A medida que se van alcanzando determinados niveles de temperatura mínimos, previamente establecidos e introducidos manualmente en el software, se definen una serie de fases de riego y aireación forzada.

A continuación se describen las fases y equipos más relevantes del sistema túnel de la planta de Arenas de S. P.

La sonda de temperatura de referencia se localiza en el circuito de salida de aire al igual que las sondas de oxígeno. El aire se insufla por la parte inferior del túnel impulsado por una bomba y después de atravesar la carga, sale por la parte superior. Existen dos válvulas de regulación del flujo de aire, una para el caliente (recirculado) y otra para el frío (aire exterior), de esta forma se regula tanto la concentración de oxígeno como la temperatura (Figura IV.21).

---

<sup>27</sup> Supervisory Control And Data Acquisition (SCADA) programado para el CTR de Arenas de San Pedro (Ávila).



Figura IV.21. Detalle de la circulación de aire, localización de las sondas de temperatura, concentración de oxígeno y distribución del sistema de regado.

Fuente: Valoriza Servicios medioambientales S.A

Cada túnel dispone de su propia bomba de impulsión de aire. El aire se depura de malos olores antes de eliminarlo al medio ambiente. Este tratamiento consta de una primera fase de humidificación con agua (lixiviado) rociada en un humidificador. En una segunda fase, el aire húmedo se inyecta por la parte inferior del lecho del biofiltro, formado por una superficie de cortezas de pino, donde microorganismos retienen y degradan las partículas y gases que emiten mal olor (Figura IV. 22).

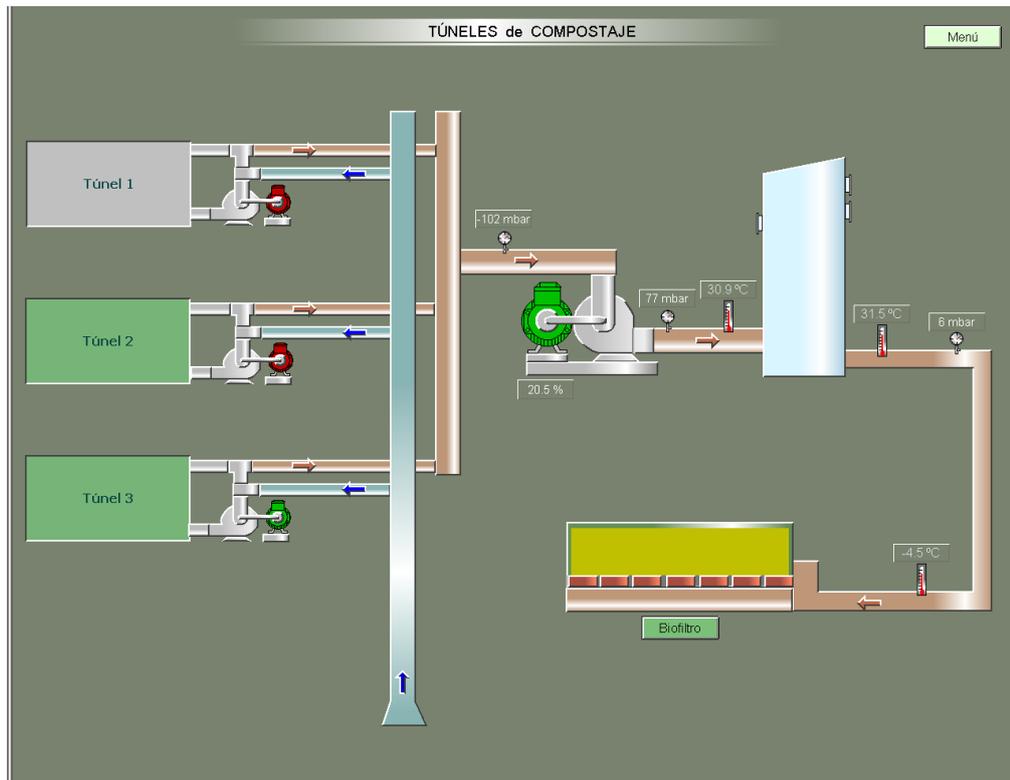
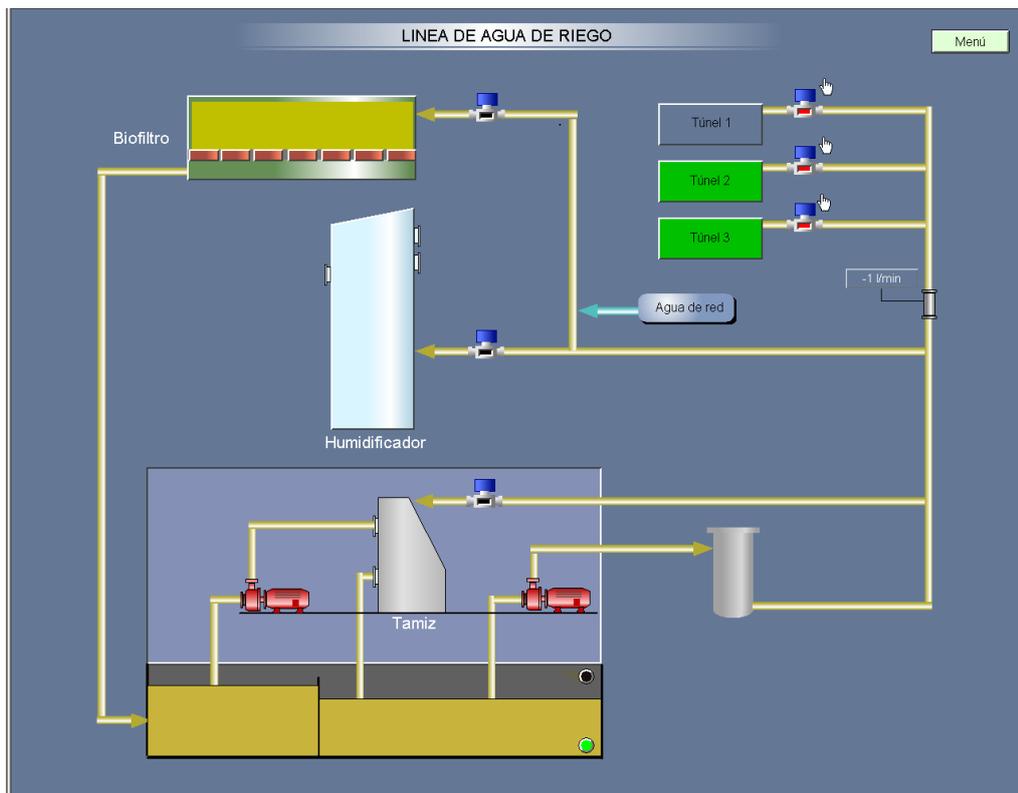


Figura IV.22. . Vista general del sistema de túneles, humificador de gases de salida y biofiltro.

Fuente: Valoriza Servicios medioambientales S.A

El lixiviado procedente de los túneles de compostaje es enviado a unos tanques de almacenamiento previo paso por un tamiz. La mayor parte de este lixiviado tamizado se reutiliza como agua de riego hacia los túneles de compostaje. En menor medida se emplea para humedecer el aire de salida (humificador) (Figura IV.23).



**Figura IV.23. Aprovechamiento de los lixiviados como agua de riego para los túneles, en el humidificador y en el biofiltro.**

Fuente: Valoriza Servicios medioambientales S.A

Como es habitual en las plantas de RU, los tiempos de tratamiento son aproximados y dependen, entre otros factores, de condicionantes como la disponibilidad de espacio, la velocidad de tratamiento en planta y disponibilidad de línea, la estacionalidad, etc. En el caso de la planta de Arenas de S. P., una práctica habitual es prolongar algunos días más la permanencia del residuo en el interior del túnel a pesar de que la finalización del proceso esté programada el día 14 deteniendo el proceso de aireación y regado. Esto es debido a la falta de espacio disponible en el área de maduración que hace necesario retener el material en su interior. En este caso, cabe esperar que el material inicie el proceso de enfriamiento en el túnel en lugar de en pila abierta.

#### iv. Preparación de las muestras

En el túnel la preparación de las muestras para el proceso de compostaje cambia respecto al estudio en pila. En este caso, las muestras, previamente calculado el peso seco (apartado 4.2.2., A), iv.), se introdujeron en unos sacos porosos junto con una cantidad aproximada de 7-10 kilogramos de FORSU del hundido de trómel (Figura IV.24). La concentración de las bolsas por saco correspondió a 1-1,5 g/m<sup>3</sup>.

El uso de sacos se recoge también en la metodología de la norma ISO<sup>28</sup> 16929:2013, destinada al análisis de la desintegración de materiales plásticos en compostaje a escala piloto, en el que las muestras se introducen en subunidades en forma de saco junto con biorresiduo fresco.

En el caso del túnel a escala industrial, el uso de sacos facilitó la localización y el rescate de las muestras tras la fase de maduración frente a las redes rígidas del estudio en pila. Además, los sacos se adaptaron bien al sistema de compostaje en túnel en el que, por un lado, al tratarse de un sistema cerrado, no permite visualizar las muestras durante el proceso de compostaje, por lo que la disposición en redes carecería de interés en este caso, y por otro lado, al ser un proceso estático, no existen riesgos de rotura de los sacos por desgaste o rasgado. En ambos casos las muestras están en contacto directo con la FORSU y la microbiología que en ella se desarrolla.

Cada saco corresponde a una Unidad de Carga (UC) y está formado por un polímero resistente a la biodegradación. Su capacidad es de aproximadamente 40 litros y permite a través de los poros de 2-3 mm de diámetro estar en contacto con el resto del residuo en compostaje garantizando las mismas condiciones de proceso. Por cada UC se introdujeron tres bolsas del polímero de estudio procurando que estuvieran bien mezcladas y repartidas entre la FORSU, evitando que quedaran juntas.

Previo a introducir las UC en el túnel éstas se pesaron obteniendo el peso húmedo previo al compostaje ( $P_{Mx/y}$ <sup>29</sup>).

<sup>28</sup> ISO 16929: 2013. Plastics- Determination of the degree of disintegration of plastics materials under difined composting conditions in a pilot-scale test.

<sup>29</sup>  $P_{Mx/y}$ = Peso húmedo de la UC Mx/y, de la muestra "X" situada en la posición del túnel "y".



Figura IV.24. Unidades de carga (UC).

Fuente: A. Fernando

## B) Método: Compostaje en túnel

Se realizaron tres ensayos en los que se aplicaron la misma metodología que se describe a continuación. La duración de cada ensayo comprendió aproximadamente 4-5 semanas, dependiendo de factores básicamente organizativos e internos de la planta.

### i. Preparación del ensayo

#### a) *Carga del túnel y disposición de las muestras en el túnel*

Al tratarse de un proceso de compostaje estático, la disposición de las UC en el túnel se ordenó de tal forma que se pudieran obtener resultados en diferentes puntos del túnel pudiendo detectar diferencias en función de la localización de las mismas. No sucede lo mismo en el sistema de compostaje en pila, cuyo volteo periódico permite variar la posición de las muestras semanalmente. Por lo tanto, se dispusieron tres UC en la zona del fondo del túnel, tres en la zona media y tres en la zona de la

entrada, cercanas a la puerta. Se colocaron en las tres zonas una UC sin muestras, que hicieron el papel de blancos.

En total, por cada ensayo, se ensayaron 21 bolsas del polímero de estudio, repartidas en 9 UC (Tabla IV.11). Cada UC fue previamente pesada e identificada con una tarjeta codificada.

Tabla IV.11. Codificación de las UC.

MATERIAL	ENTRADA	MEDIO	FONDO
UC	UC1/e	UC1/m	UC1/f
	UC2/e	UC2/m; UC2/m <sub>2</sub>	UC2/f
	UC3/e	UC3/m	UC3/f
Blancos	B/e	B/m	B/f

Fuente: Elaboración propia

El llenado de túnel se realiza mediante el uso de una pala cargadora que va disponiendo el residuo orgánico en el túnel a medida que se va apilando tras su separación en planta. Este proceso es lento ya que depende de la disponibilidad de residuo orgánico suficiente para llenar el túnel, por lo que llega a prolongarse de 6 a 10 días. Las UC se introdujeron de forma manual con ayuda de los operarios de la planta. Tras finalizar el llenado del túnel, se cierra y comienza el proceso de compostaje (Figura IV. 25).



**Figura IV.25. Disposición de UC en la zona de entra del túnel.**

Fuente: A. Fernando

En la siguiente tabla se recogen las dimensiones del túnel y la carga media introducida por ensayo (Tabla IV.12).

**Tabla IV.12. Medidas del túnel de compostaje y carga media introducida por ensayo.**

ALTO	ANCHO	LARGO	VOLUMEN TOTAL	P. HÚMEDO RESIDUO	%H	P. SECO RESIDUO
(m)	(m)	(m)	(m <sup>3</sup> )	(t)		(t)
5	5	20	493,5	150	36,26	73

Fuente: Elaboración propia

## ii. Control del proceso

El sistema software, utilizado para el control del proceso de compostaje en los túneles del CTR de Ávila Sur, permite definir un programa dividido en seis fases en las que se definen los rangos preestablecidos de cada parámetro medido en el sistema. Este programa establecido por el personal de la planta permanece invariable

durante todo el año y es el mismo para los tres túneles. Las condiciones de ensayo se realizaron con los mismos parámetros preestablecidos en el programa cumpliendo con el objetivo de adaptar lo máximo posible los ensayos a las condiciones reales en planta.

Los parámetros de temperatura, humedad-riego, concentración de oxígeno y tiempo se miden y obtienen de forma continuada. A medida que se van alcanzando los valores máximos de referencia el sistema va superando cada una de las seis fases preestablecidas (Figura IV.26).

Fase Parámetro	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	Fase 6
Tiempo mínimo	24 h	72 h	0 h	96 h	0 h	96 h
Tiempo máximo	48 h	72 h	12 h	96 h	12 h	96 h
Consigna de Temperatura	50.0 °C	50.0 °C	65.0 °C	65.0 °C	50.0 °C	50.0 °C
Consigna de Oxígeno	8 %	8 %	6 %	6 %	6 %	8 %
Banda muerta Temperatura	3.0 °C					
Banda muerta Oxígeno	2 %	2 %	2 %	2 %	2 %	2 %
Apertura C. Aire fresco (calentar)	20 %	20 %	20 %	20 %	20 %	20 %
Apertura C. Aire fresco (enfriar)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Apertura C. Aire fresco (oxigenar)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Ciclo ON Ventilación	120 min					
Ciclo OFF Ventilación	0 min					
Nº de ciclos de Riego	24 ciclos	36 ciclos	8 ciclos	36 ciclos	5 ciclos	8 ciclos
Tiempo de riego por ciclo	5 min	10 min	5 min	5 min	5 min	5 min
Diferencia máxima entre sondas	10.0 °C					
Temperatura de incendio	80 °C					
Habilitar FASE	<input type="checkbox"/>					
Habilitar Control de Tº	<input type="checkbox"/>					
Habilitar RIEGOS	<input type="checkbox"/>					
Habilitar control de O2	<input type="checkbox"/>					

Figura IV.26. Parámetros de proceso fijados por la planta.

Fuente: Valoriza Servicios medioambientales S.A

### iii. Formación de pila de maduración

El tiempo de permanencia de las UC en el túnel dependió de que los parámetros del proceso, principalmente la temperatura, cumplieran con los valores mínimos estipulados en cada una de las 6 fases. Cada fase está definida por un rango de tiempo máximo y mínimo, en función de la temperatura alcanzada a lo largo del proceso. En cualquier caso, el ciclo de trabajo del túnel osciló entre 12 y 14 días, pudiendo permanecer el residuo en el túnel inactivo varios días hasta su apertura. Este fenómeno es debido a labores de organización y coordinación del trabajo en planta.

Pasado este tiempo, el túnel se descargó para formar la pila de maduración mediante una pala cargadora (Figura IV.27). En la formación de la pila la posición de las UC en la pila es aleatoria. El tiempo de permanencia de las UC en pila de maduración estuvo sujeto a la disponibilidad de espacio en la planta aunque siempre estuvo un mínimo de 14 días.



Figura IV.27. Descarga del túnel y formación de la pila de maduración.

Fuentes: A. Fernando

**iv. Fin del ensayo: rescate de las muestras**

El ensayo finalizó cuando se superó la fase de maduración de la pila. Las UC se rescataron manualmente en el proceso previo al cribado del compost con ayuda de la pala cargadora y del personal de la planta. Las UC se pesaron ( $P'_{Mx/y}$ <sup>30</sup>) y transportaron a la E.T.S.I. de Montes donde se realizaron los análisis.

A diferencia del estudio de compostaje en pila, las muestras se rescataron antes del cribado, debido a que el peso de las UC unido a sus grandes dimensiones podrían atascar los equipos y romperse los sacos (Figura IV.28).



**Figura IV.28. Rescate de las UC tras el periodo de maduración y previo a la fase de afino del compost.**

Fuente: A. Fernando

<sup>30</sup>  $P'_{Mx/y}$  = Peso húmedo de la UC  $M_x/Y$ , es decir, de la muestra "X" situada en la posición "y" en el túnel tras el proceso de compostaje.

### 4.3. MÉTODOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS: ESTUDIO A ESCALA INDUSTRIAL

En este apartado se explicará únicamente los métodos utilizados para la obtención de los resultados a escala industrial, puesto que el aplicado para estudio en laboratorio ya ha sido explicado (apartado 4.2.1.). La obtención de datos y el análisis de resultados siguieron básicamente la misma metodología en ambos estudios, tanto pila como túnel. Tras rescatar las muestras el trabajo continuó en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes donde se llevaron a cabo los análisis de las muestras de estudio y del compost resultante.

Se recuerda que los análisis van encaminados, por un lado, a evaluar la desintegración y degradación de las muestras y por otro, a analizar la calidad del compost resultante y su fitotoxicidad (Tabla IV.13).

Tabla IV.13. Parámetros analizados tras los ensayos de compostaje en pila y túnel.

ANÁLISIS DEL MATERIAL DE ESTUDIO	
Resultados	Nomenclatura
Desintegración	%D
Degradación	Espectroscopía electrónica, análisis visual superficie bolsa.
ANÁLISIS DEL COMPOST RESULTANTE	
Resultados	Parámetros
Fitotoxicidad	% IG
Calidad del MB	Análisis físico-químico

Fuente: Elaboración propia

La metodología para el cálculo de cada uno de estos parámetros se describe en las siguientes páginas.

### 4.3.1. Porcentaje de desintegración

Se recuerda que el porcentaje de desintegración hace referencia a la fragmentación del material de estudio en partículas muy pequeñas (ISO<sup>31</sup> 16929:2013). En los ensayos a gran escala, pila y túnel, se han tomado como referencia algunas consideraciones descritas en la norma ISO 16929:2013 para el cálculo de la desintegración de las bolsas tales como la fórmula aplicada para su cálculo, el tamaño mínimo de partícula para la desintegración (< 2 mm de diámetro) y la incorporación en los ensayos del material de estudio en la misma forma y grosor en su forma final.

No obstante, es importante resaltar que la metodología de ensayo empleada en el presente trabajo difiere de esta norma en el resto de procedimientos. Por ejemplo, la preparación de las muestras en este estudio no ha precisado de trituración alguna<sup>32</sup> ya que se ha buscado la mayor representatividad de las condiciones ambientales, técnicas y tecnológicas de cada planta, y en este caso, ninguna de las plantas (Torija y Arenas S. P.) disponen de un sistema de trituración del residuo previo al compostaje. Por esta razón, las bolsas de estudio se introdujeron enteras, considerando que en el caso de alcanzar el proceso de compostaje la mayoría llegarían prácticamente en su formato inicial o en su caso, parcialmente rasgadas por los equipos de selección previos.

Otra diferencia clara de la metodología de ensayo frente a la norma ISO 16929:2013 es la referente a la preparación del residuo orgánico junto con el que se mezclan las muestras. A diferencia del proceso en las plantas de estudio, esta norma incluye una preparación del biorresiduo que consiste en triturar, tamizar, añadir estructurante y ajustar parámetros (C/N, %H, %SV, pH) a los rangos indicados si fuera necesario.

El tamaño de luz de las mallas, tanto de las bandejas para los ensayos en pila como de los sacos empleados en túnel, retienen los fragmentos de polímero superiores a 2 mm de diámetro. En el caso de los ensayos de compostaje en túnel, cada UC es cribada inicialmente con una malla de 10 mm de luz, donde se consiguen

---

<sup>31</sup> Citada con anterioridad.

<sup>32</sup> En ISO 16929:2013 se indica triturar las muestras de ensayo en formato film a un tamaño de 10 cm por 10 cm.

rescatar los fragmentos de muestra superiores a dicho diámetro. El pasante de ésta se vuelve a cribar con una luz de 2 mm, en la que quedan retenidos los fragmentos de polímero de diámetro comprendido entre 2 y 10 mm. Estos fragmentos son rescatados manualmente del resto del MB.

Las muestras rescatadas se lavaron sobre una bandeja con agua destilada, eliminando de esta forma toda materia adherida que no forma parte de la muestra. Las muestras ya limpias se dejaron secar al aire y posteriormente se introdujeron en la estufa a 60 °C hasta peso constante con el fin de eliminar toda humedad adherida y obtener el peso seco de la muestra tras el compostaje ( $P'_{sx}$ ) (Figura IV.29).



Figura IV.29. Medida de peso seco de las muestras tras el compostaje.

Fuente: A. Fernando

El porcentaje de desintegración (%D) corresponde a la diferencia porcentual entre el peso seco inicial y el peso seco final de las muestras rescatadas, es decir, la pérdida de polímero debida a la fragmentación en partículas inferiores a 2 mm expresado en porcentaje (ISO 16929:2013).

$$\%D_x = (P_{sx} - P'_{sx}) / P_{sx} \times 100$$

Donde,

$\%D_x$  = Porcentaje de desintegración de la muestra "X" tras el compostaje.

$P_{sx}$  = Peso seco de la muestra "X" antes del compostaje, expresado en gramos.

$P'_{sx}$  = Peso seco de la muestra "X" después del compostaje, expresado en gramos.

### 4.3.2. Nivel de degradación

Un sistema de compostaje de RU es un ambiente propicio para la degradación de la materia orgánica, tanto por agentes físico-químicos como microbiológicos. En general los microorganismos no tienen capacidad suficiente para biodegradar los polímeros por lo que dependen de la acción de agentes abióticos que inicien una degradación reduciéndolos a moléculas más simples y asimilables biológicamente.

En un proceso de compostaje se dan todos los tipos de degradación que puede sufrir un polímero, sin embargo, destacan la termo-degradación<sup>33</sup> o termo-oxidación<sup>34</sup> debido a la exposición de temperaturas mesófilas-termófilas mantenidas durante el proceso, así como degradación química originada mediante la hidrólisis abiótica, que en presencia de ácidos y/o bases fuertes, productos de la biodegradación de la materia orgánica más lábil producidos principalmente en la fase inicial (González, 1997), pueden reducir la masa molecular o bien producir una modificación química del polímero.

Por otro lado, y de forma prácticamente simultánea, algunos de los microorganismos utilizan enzimas extracelulares que hidrolizan los polímeros más comunes en la naturaleza transformándolos en monómeros básicos y asimilables consiguiendo su degradación y bioasimilación. Todos estos factores favorecen la degradación de los polímeros y en especial los poliésteres con base de almidón, cuya capacidad hidrolítica de éste último facilita este proceso.

La degradación del polímero se inicia principalmente en la superficie de éste. Para su estudio se empleó la microscopía electrónica de barrido con la que se pueden observar los efectos de la degradación (Ikada, 1999) de la bolsa antes y después del compostaje. Se emplearon dos equipos, el JEOL JSM-6380 en la ETSI de Montes de

<sup>33</sup> Degradación debida a la exposición a temperaturas por encima de la temperatura de transición vítrea del polímero ( $T_g$ ) (González, 1997)

<sup>34</sup> Degradación debida a temperaturas elevadas en presencia de oxígeno.

la Universidad Politécnica de Madrid, y el JEOL JSM 7600F del Centro Nacional de Microscopía Electrónica en la Universidad Complutense de Madrid.



**Figura IV.30. Microscopio electrónico de barrido JEOL JSM 7600F.**

Fuente: A. Fernando

### 4.3.3. Calidad del material bioestabilizado

Como ya se ha expuesto en apartados anteriores, se debe garantizar que la calidad del “compost” (en el estudio material bioestabilizado) no se ve afectada por la presencia del polímero de estudio (UNE EN 13432: 2001) por lo que es necesario realizar un análisis con los mejores criterios disponibles. En este sentido, se realizaron análisis físico-químicos, microbiológicos y bioensayos de fitotoxicidad del MB resultante con las muestras de estudio en ambas técnicas, pila y túnel. Los resultados de los tres análisis se contrastaron con los obtenidos de los testigos o blancos con el fin de detectar las posibles diferencias asociadas a la presencia del polímero en las muestras.

## A) Análisis físico-químico y microbiológico.

Como ya se ha comendo al inicio de este capítulo, actualmente la norma UNE EN 13432: 2001 no dispone de métodos establecidos para el análisis de la calidad de compost. Tampoco hoy en día están definidos criterios de calidad a nivel comunitario de la Unión Europea (UE) por lo tanto, se ha considerado establecer como referencia para algunos de los parámetros los valores límite recogidos en el anexo V del Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes, que define la denominada “enmienda orgánica compost” elaborado a partir de residuos biodegradables además de los límites máximos de metales pesados y de microorganismos patógenos admisibles (Tabla IV.14). Aunque no son criterios aplicables al MB por proceder de la recogida mezclada de residuos, se toman como referencia de calidad por resultar lo más próximo en composición a falta de normativa.

Además de los parámetros recogidos en este Real Decreto de fertilizantes se analizaron otros parámetros como el pH, la Ce, la MO, el contenido en nitrógeno ( $N_{org}$ ;  $N-NH_4^+$ ;  $N-NO_3^-$ ), C/N, %H y principales nutrientes, considerados relevantes para la valoración de la calidad del MB con referencias en múltiples de trabajos. Para la evaluación de éstos últimos se seleccionaron preferentemente estudios con resultados procedentes de un compostaje de FORSU, de procedencia municipal y variedad en técnicas de compostaje aplicadas (Tabla IV.14).

**Tabla IV.14. Parámetros físico-químicos y microbiológicos analizados en el compost resultante de cada ensayo y los valores de referencia empleados para valorar su calidad.**

PARÁMETRO	FUENTE	RANGO <sup>35</sup> DE REFERENCIA
-----------	--------	-----------------------------------

<sup>35</sup> Se indica el valor máximo y mínimo de las referencias indicadas.

<b>Conductividad (mS/cm)</b>	(1); (2); (3); (4); (11); (12); (13); (14) (15); (16); (17); (18)	4- 9,08		
<b>pH</b>	(1); (2); (3); (4); (9); (10); (11); (12); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	6,46-8,10		
<b>Materia orgánica total (%)</b>	(1); (2); (3); (4); (11); (12); (13); (14); (15);(16); (17); (18)	21,08-60,57		
	(RD 506/2013)	35%		
<b>Humedad (%)</b>	(1); (2); (3); (4); (9); (10); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	18,4-31,37		
	(RD 506/2013)	40%		
<b>C/N</b>	(1); (2); (3); (9);(10); (11); (12); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	9,2-26,4		
	(RD 506/2013)	< 20		
<b>Nitrógeno total (N<sub>T</sub>) (%)</b>	(1); (2); (3); (4); (11); (12); (13);(14); (15); (16)	0,4-2,18		
<b>Ion amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (ppm)</b>	(13);(14); (15);(16); (17); (18)	1341-1993		
<b>Nitrato (N-NO<sub>3</sub>)</b>	13); (14); (16); (17); (18)	14-368		
<b>Fósforo (ppm)</b>	(11); (12); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	3500-21900		
<b>Potasio (ppm)</b>	(11); (12); (13);(14); (15); (16); (17); (18)	5600-12200		
<b>Calcio (ppm)</b>	(1); (2); (3); (4); (9); (10); (13);(14); (15); (16); (17); (18)	20000-120000		
<b>Magnesio (ppm)</b>	(1); (2); (3); (4);(9); (10); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	2300-25000		
<b>METALES PESADOS</b>				
		A	B	C
<b>Cadmio (ppm)</b>	(5); (6); (7); (8); (11); (12); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	<1-8		
	(RD 506/2013)	0,7	2	3
<b>Cobre (ppm)</b>	(1); (2); (3); (5); (6); (7); (8); (9); (10); (11); (12); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	64-565		
	(RD 506/2013)	70	300	400
<b>Niquel (ppm)</b>	(1); (2); (3); (5); (6); (7); (8); (9); (10); (11); (12); (14); (15); (16); (17); (18)	11-312		
	(RD 506/2013)	25	90	100
<b>Plomo (ppm)</b>	(1); (2); (3); (5); (6); (7); (8); (9); (10); (11); (12); (13); (14); (15);(16); (17); (18)	67-1215		
	(RD 506/2013)	45	150	200
<b>Cromo (ppm)</b>	(RD 506/2013)	70	250	300
<b>Zinc (ppm)</b>	(1); (2); (3); (5); (6); (7); (8); (9); (10); (11); (12); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	<200-1742		
	(RD 506/2013)	200	500	1000
<b>Mercurio (ppm)</b>	(9)	4		
	(RD 506/2013)	0,4	1,5	2,5
<b>Cromo VI (ppm)</b>	(RD 506/2013)	*	*	*
<b>OTROS METALES</b>				
<b>Hierro (ppm)</b>	(1); (2); (3); (9); (10); (11); (12); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	112-22000		

<b>Manganeso (ppm)</b>	(1); (2); (3); (9); (10); (11); (12); (13); (14); (15); (16); (17); (18)	126-12500
<b>PATÓGENOS</b>		
<b>Escheichia coli UFC/g</b>	(RD 506/2013)	< 1000 n° más probable (NMP) por gramo de compost.
<b>Salmonella UFC/g</b>	(RD 506/2013)	Ausente en 25 g de compost.

Fuentes: (1), (2) y (3) Fernando Madrid Díaz,. 1999; (4) Nogales, 1993; (5), (6), (7) y (8) Genevini et. al, 1997, (9) y (10) Comando, A. I., 2006; (11) Pascual y col. 1997; (12) Pascual y col. 1999; (13) Huerta y col. 2006; (14) González y Rodríguez. 1999; (15) y (16) Paulet, 2000; (17) Martínez y col., 2006; (18) Huerta y col., 2010.

\* No detectable según método oficial.

## B) Fitotoxicidad

El análisis de la posible presencia de fitotóxicos en el MB resultante completa la valoración de la calidad de dicho compost junto con el análisis físico-químico y microbiológico.

Para este análisis se optó por aplicar la metodología descrita por Zucconi et. al, 1981b ampliamente reconocida y aplicada en numerosos estudios de toxicidad y análisis de madurez del compost por su reconocida sensibilidad basado en el cálculo del Índice de Germinación (IG) que integra el porcentaje relativo a la germinación y el crecimiento relativo de la radícula.

El IG se considera un indicador más completo para describir el potencial fitotóxico de un material orgánico ya que al integrar la elongación de la radícula permite examinar aquellos sustratos que, aunque no impidan la germinación, puedan limitar su desarrollo radicular y en consecuencia el desarrollo de la futura planta adulta (Tiquia, 2005; Emino y Warman, 2004; Varnero et al., 2006).

El cálculo del IG se basa en la siguiente ecuación,

$$PGR = \frac{\text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en el extracto}}{\text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en el testigo}} \times 100 \quad CRR = \frac{\text{Elongación radículas en el extracto}}{\text{Elongación radículas en el testigo}} \times 100$$



**Índice de germinación (IG)**

$$\mathbf{IG = PGR \times CRR / 100}$$

Donde,

PGR= Porcentaje de germinación relativo.

CRR= Crecimiento relativo de la radícula.

La presencia de toxicidad en el compost resultante se midió siguiendo los criterios descritos por Zucconi et al., (1981) y que en función del nivel de IG divide en tres categorías la presencia de sustancias fitotóxicas en el compost (Emino y Warman, 2004).

- Fuerte presencia de sustancias fitotóxicas:  $IG \leq 50\%$ .
- Presencia moderada de sustancias fitotóxicas:  $50\% < IG < 80\%$ .
- No presencia de sustancias fitotóxicas:  $IG \geq 80\%$ .

A continuación se recoge el material de ensayo empleado para el análisis:

- Material biológico: semillas de *Lactuca sativa* (20 unidades por placa Petri).
- Muestras de compost de RSU con distintas concentraciones de los plásticos analizados.
- Placa Petri de 90 mm diámetro.
- Papel de filtro Whatman nº 3, de 85 mm de diámetro.
- Matraces aforados de 1 l y 500 ml.
- Pipetas volumétricas de 5 ml.
- Regla u otro elemento de medición.
- Pinzas.
- Bolsas plásticas.
- Cámara de germinación en condiciones de oscuridad ( $22 \pm 2$  °C).

La especie elegida para la germinación fue *Lactuca sativa*, utilizada y reconocida como apropiada para los análisis de fitotoxicidad, madurez y ensayos de crecimiento en numerosos estudios (Varnero, MT *et al.*, 2007).

La metodología se basa en la realización de tres diluciones por cada muestra de compost con proporciones 1:05, 1:10 y 1:15 en agua destilada. De cada dilución se

obtienen tres réplicas con el fin de obtener mayor representatividad. El ensayo de germinación se realiza en placas Petri en las que previamente se coloca a modo de sustrato un filtro de celulosa que ayuda a retener la humedad de la muestra. Por cada placa se reparte de forma homogénea veinte semillas de *Lactuca sativa*. Una vez filtradas las diluciones, se añaden 3 mililitros por placa y se depositan en una cámara de germinación durante 120 horas a  $22 \pm 2$  °C (Tabla IV.15).

Por cada ensayo se incorporan tres placas con dilución del compost en cuyo proceso de formación no contenía el bioplástico de estudio, y que corresponden con las placas del blanco, y otras tres placas con agua destilada que corresponden al testigo del ensayo, es decir, aquellas semillas que germinaría en ausencia de cualquier posible contaminante que intrínsecamente incorporara el compost.

Tabla IV.15. Condiciones de ensayo

PARÁMETROS	CONDICIONES DE ENSAYO
Tipo de ensayo	Estático
Temperatura	$22 \pm 2$ °C
Calidad de la luz	Oscuridad
Volumen de la solución	3 ml
Nº de semillas por réplica	20
Nº de réplicas	3
Control positivo	Con agua destilada Con compost de RSU de referencia.

Una vez transcurrido el periodo de germinación, se cuentan las semillas germinadas por placa y se mide la elongación de la radícula por semilla germinada. A partir de estos datos se obtienen el PGR y el CRR para obtener finalmente el IG por muestra de compost analizada y concentración de dilución.

## CAPÍTULO V. RESULTADOS Y ANÁLISIS

---

## 5.1. Resultados y discusión

### 5.1.1. Biodegradabilidad bajo condiciones controladas (ISO 14855-1: 2005)

El análisis de la biodegradabilidad de las bolsas de estudio atiende a uno de los principales objetivos de este trabajo que sigue los criterios de biodegradabilidad y compostabilidad de la norma UNE EN 13432:2001 y la metodología descrita por la otra norma ISO 14855-1: 2005.

#### A) Características del inóculo

Para el desarrollo del ensayo se utilizó como inóculo compost maduro procedente de la planta de tratamiento mecánico-biológico de Las Dehesas en el Parque Tecnológico de Valdemingómez de Madrid. El proceso de compostaje de esta planta se basa en la técnica de túnel dividida en dos fases y dos túneles diferenciados. La FORSU se procesa durante 20 días en el primer túnel, en el que se realiza la fase bio-oxidativa. Tras esta fase el material en compostaje se traslada a un segundo túnel en el que, durante 20 días, inicia el proceso de enfriamiento, estabilización y maduración.

Los parámetros de SST, SV, homogeneidad, procedencia y contenido de humedad han cumplido con los criterios de calidad exigidos para el inóculo de partida (Tabla V.1).

Tabla V.1. Control de calidad del inóculo

<b>NORMA ISO 14855:2005</b>	
1. Compost procedente de la fracción orgánica de residuo sólido municipal de una planta de elaboración de compost.	✓
2. Compost homogéneo*.	✓
3. Libre de materiales inertes > 0,5 cm*.	✓
4. El contenido de SST (%SST) debería estar entre 50% y el 55% del total de sólidos húmedos**.	79,24 %
5. %SV > 30% de los SST***	42,78 %
6. pH debe estar entre 7,0 y 9,0	7,02

Nota. \*Cribado con malla de 0,5 cm; \*\*Ajuste mediante la adición de agua destilada; \*\*\*Corrección de la norma ISO 14855-1:2013

## B) Características físico-químicas de las bolsas de estudio y material de referencia

Por cada digester se introdujeron 300 g (en masa seca) de inóculo tamizado y 50 g de SST de las bolsas de estudio o de celulosa con un contenido de al menos 20 g de SV y con la relación de mezcla de 6:1 (Tabla IV.2).

Tabla. V.2. Características físico-químicas de las bolsas de estudio y material de referencia

<b>MATERIAL</b>	<b>% COT</b>	<b>% SV</b>	<b>SST (g/dig.)</b>	<b>ThCO<sub>2</sub> (g/dig.)</b>	<b>Sv (g/dig.)</b>
CELULOSA	39% ± 6%	99% ± 0,3%	50	71,50	49,50
BOLSAS	52,9% ± 0,8%	97,67% ± 0,0006%	50	96,98	48,83

Nota. ThCO<sub>2</sub>: Cantidad máxima teórica de dióxido de carbono formado después de la oxidación completa de un compuesto químico expresada en gramos de dióxido de carbono.

El porcentaje de biodegradación se midió en función de la generación de CO<sub>2</sub> fruto de la actividad de los microorganismos que degradaron el material durante el ensayo en relación a la ThCO<sub>2</sub> que contienen las bolsas de estudio.

### C) Validez de los resultados y discusión

La duración del ensayo estuvo marcada por la fase de meseta de las bolsas alcanzada entre los 87 y 90 días de ensayo (Figura V.1 y 2). Según los criterios de validez de los resultados se tiene que se cumplieron con los tres requisitos establecidos (Tabla V.3).

**Tabla V.3. Cumplimiento de criterios de validez de resultados.**

<b>NORMA UNE EN 14855:2005</b>		
➤ El grado de biodegradación del material de referencia es más del 70% después de 45 días	<b>70,14%</b> después de 45 días.	→ <b>✓</b>
➤ La diferencia entre el porcentaje de biodegradación del material de referencia en los digestores de compostaje es menor del 20% al final del ensayo.	La diferencia entre los tres recipientes fue de <b>3,90 puntos</b> .	→ <b>✓</b>
➤ El inóculo en el blanco ha generado más de 50 mg y menos de 150 mg de CO <sub>2</sub> por gramo de sólidos volátiles en los primeros 10 días de ensayo.	El inóculo en el blanco generó <b>53,45 mg de CO<sub>2</sub></b> por gramo de sólidos volátiles.	→ <b>✓</b>

Los resultados muestran un porcentaje de biodegradación de 75,42 % tras 90 días de ensayo frente al 90,65% de la celulosa como material de referencia (Tabla V.4).

Las muestras de bolsa de estudio se introdujeron con un tamaño de 2 cm de diámetro, es decir, con el tamaño menos favorable para el análisis de la biodegradación admitido por la norma. Se sabe que la superficie del polímero en contacto con los microorganismos responsables de la biodegradación influye en la biodegradación final del material (Davis, 2003), por lo que cabe esperar que la forma y espesor en la que se disponga el material en el análisis influirá directamente en el resultado. A pesar de que el polímero de estudio está certificado como biodegradable compostable, esta certificación podría tratarse del polímero en formato polvo, puesto que la norma permite dicha variabilidad en la disposición de las muestras, y no en el formato bolsa o film objeto de estudio.

Se recuerda que en la metodología de preparación de la muestra se admiten tamaños desde polvo hasta un máximo de 2 cm (ISO 14855:2005).

La principal diferencia entre las bolsas de estudio y la celulosa se observa en la primera durante los primeros 40 días de ensayo en la que la celulosa experimenta una cinética de biodegradación más acusada frente al material de estudio (Figura V.2). La capacidad de biodegradación de los polímeros no solo depende de la forma física de éste, es decir, del tamaño de partícula y del espesor (Davis, 2003), sino también de su estructura química, del nivel de cristalización y de su composición (Nikolic and Djoulagic, 2001; Mochizuki et al., 1997; Sikorska et al, 2015).

Realmente, estos factores están directamente relacionados con los tipos de microorganismos que son capaces de biodegradar los diversos materiales orgánicos, y en particular, los diferentes tipos de polímeros. Por lo tanto, son los consorcios de microorganismos presentes en el medio de compostaje los que definen la biodegradabilidad del polímero en ese medio (Mezzanotte et al., 2005; Ali Shak, 2008). Los microorganismos que biodegradan los polisacáridos como la celulosa o el almidón se encuentran en la mayoría de los medios sin embargo, son menos abundantes aquellos capaces de biodegradar los ésteres de los poliésteres (Mezzanotte et al., 2005). Por este motivo los resultados de biodegradación obtenidos de la celulosa son notablemente más elevados que los del polímero de estudio, formado por una mezcla de poliéster y almidón.

Los principales microorganismos que atacan los plásticos son de carácter heterótrofo (Glass and Swift, 1989) y los que degradan las mezclas de poliéster/almidón son *Streptomyces* y *Phanerochaete chrysosporium* (Lee et al., 1991; Ali Shah, 2008). Al inicio del ensayo no se consideró realizar un análisis microbiológico del inóculo con el fin de verificar la presencia de microorganismos capaces de degradar el poliéster. Tampoco ninguna de las normas utilizadas de referencia (UNE EN 13432:2001 y ISO 14855: 2005) lo considera necesario, sin embargo, es un factor determinante ya que el que un inóculo disponga de una actividad adecuada para degradar la celulosa no quiere decir que sea igualmente adecuado para degradar los ésteres de los poliésteres (Mezzanotte et al., 2005).

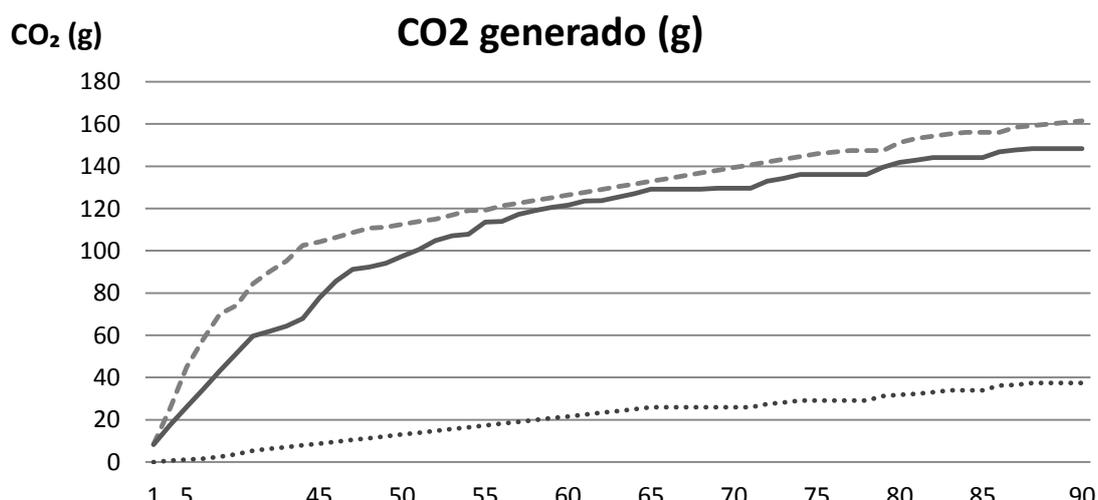
Además, se debe tener en cuenta que las condiciones controladas en laboratorio restringen la biodiversidad del inóculo, reduciendo aún más la capacidad de biodegradación del polímero de estudio. Según Sikorska et al. (2015) el número de microorganismos que pueden crecer en el laboratorio son aproximadamente el 99% menos que los microorganismos que viven en el medio ambiente.

Independientemente de las diferencias existentes entre la biodegradación experimentada por el material de estudio frente a la alcanzada por la celulosa bajo las mismas condiciones ambientales, cabe mencionar que las bolsas de estudio dibujan una curva de biodegradación muy similar a la de la celulosa, en la que la principal diferencia se identifica en los primeros 45 días de ensayo con una cinética de degradación que difiere en una media de casi 20 gramos de CO<sub>2</sub> diarios (Tabla V.4). Es muy probable que el contenido de almidón de la mezcla (poliéster/almidón) mejore la degradación y biodegradación del poliéster biodegradable (Ratto et, al., 1999), solo que ésta se desarrolla más lentamente que la de la celulosa de referencia.

**Tabla V.4. Generación media de dióxido de carbono y porcentaje de biodegradación de las bolsas de estudio.**

DÍA	CO2 acumulado (g)			% Biodegradación	
	COMPOST (g)	CELULOSA (g)	BIOPLAST (g)	%B Bioplast	%B celulosa
1	0	8,47	8,25	5,61	6,23
3	0,63	25,58	17,69	11,60	18,35
5	1,16	45,04	26,16	16,99	32,28
10	1,64	58,34	34,49	22,33	41,71
15	2,46	70	43,09	27,62	49,68
20	3,78	74,2	51,51	32,44	51,80
25	5,36	84,4	59,64	36,90	58,14
30	6,22	90,14	61,88	37,83	61,73
35	7,07	95,18	64,35	38,93	64,81
40	7,93	102,52	68	40,83	69,58
45	8,78	104,14	77,74	46,87	70,14
46	9,63	106,33	85,64	51,67	71,13
47	10,49	108,64	91,14	54,82	72,20
48	11,34	110,67	92,25	55,00	73,06
49	12,2	111,17	94,05	55,64	72,80
50	13,05	112,5	97,35	57,30	73,15
51	13,91	113,82	100,61	58,93	73,49
52	14,76	114,86	104,81	61,21	73,63
53	15,62	116,92	107	62,11	74,51
54	16,47	119	107,9	62,15	75,42
55	17,33	119,09	113,57	65,42	74,85
56	18,18	121,21	113,85	65,03	75,78
57	19,04	122,5	117,15	66,69	76,10
58	19,89	123,79	118,96	67,34	76,42
59	20,74	125,08	120,51	67,82	76,75
60	21,6	126,38	121,58	67,96	77,07
61	22,45	127,67	123,61	68,76	77,40

62	23,31	128,97	123,75	<b>68,27</b>	77,72
63	24,16	130,27	125,4	<b>68,82</b>	78,05
64	25,02	131,56	127,05	<b>69,35</b>	78,37
65	25,87	132,86	129,08	<b>70,15</b>	78,70
66	25,87	134,16	129,08	<b>70,15</b>	79,65
67	25,87	135,47	129,08	<b>70,15</b>	80,62
68	25,87	136,77	129,08	<b>70,15</b>	81,57
69	25,87	138,07	129,56	<b>70,48</b>	82,53
70	25,87	139,38	129,56	<b>70,48</b>	83,49
71	25,87	140,69	129,56	<b>70,48</b>	84,46
72	27,47	142	132,9	<b>71,66</b>	84,24
73	28,17	143,31	134,31	<b>72,15</b>	84,69
74	29,1	144,62	136,09	<b>72,72</b>	84,97
75	29,1	145,93	136,09	<b>72,72</b>	85,94
76	29,1	146,7	136,09	<b>72,72</b>	86,50
77	29,1	147,47	136,09	<b>72,72</b>	87,07
78	29,1	147,47	136,09	<b>72,72</b>	87,07
79	31,18	147,47	139,61	<b>73,70</b>	85,54
80	31,84	151,16	141,88	<b>74,80</b>	87,77
81	32,34	153,22	142,95	<b>75,18</b>	88,91
82	33,08	154,19	144,12	<b>75,48</b>	89,08
83	33,91	155,26	144,12	<b>74,91</b>	89,26
84	33,91	156,03	144,12	<b>74,91</b>	89,83
85	33,91	156,03	144,12	<b>74,91</b>	89,83
86	36,2	156,03	146,86	<b>75,22</b>	88,14
87	36,53	158,52	147,67	<b>75,54</b>	89,73
88	37,42	159,25	148,37	<b>75,42</b>	89,61
89	37,42	159,89	148,37	<b>75,42</b>	90,08
90	37,42	160,66	148,37	<b>75,42</b>	90,65



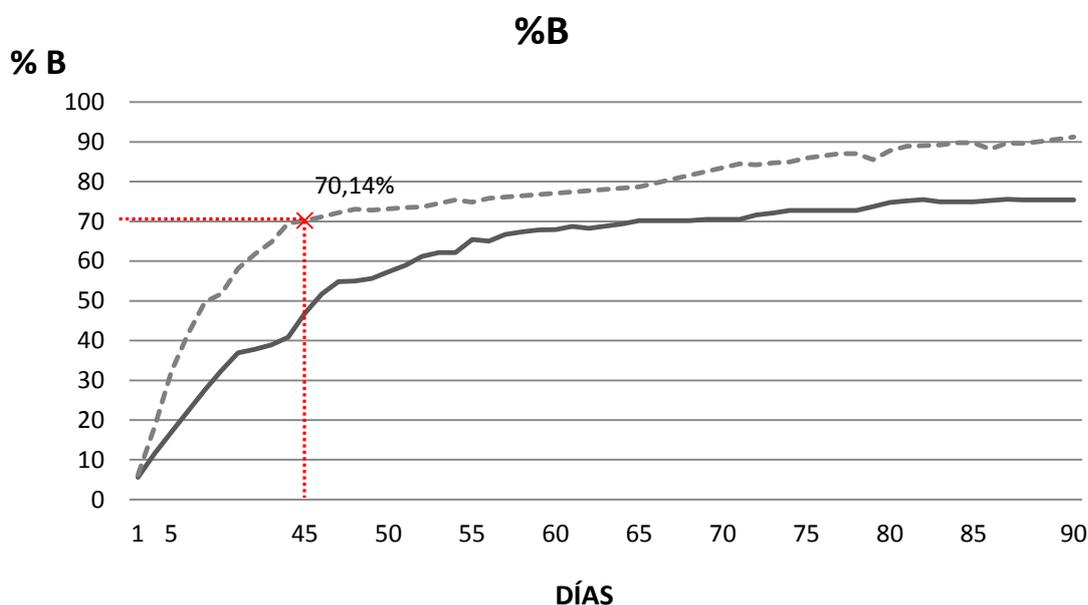


Figura V.2. Curvas de biodegradación de las bolsas de estudio y la celulosa

#### D) Biodegradabilidad

El nivel de biodegradación de las bolsas al alcanzar la fase de meseta o estabilización (75,42%) queda por debajo del 90% de biodegradación final (UNE EN 13432:2001).

Sin embargo, como ya se ha comentado, se debe tener en cuenta que las características microbiológicas del inóculo es determinante en la biodegradación del polímero. La biodiversidad en un inóculo procedente de una planta de compostaje es amplia, sin embargo también lo es la heterogeneidad de los residuos orgánicos con la que se elabora siendo hasta el día de hoy muy complicado mantener un nivel de calidad constante del producto. Incluso, los diferentes tratamientos orgánicos aplicados en planta disponen de distintas actividades de biodegradación con diferentes comunidades de microorganismos. Por esta razón es posible que la microbiología de un compost procedente de la misma planta varíe de una vez a otra dando lugar a niveles de biodegradación diferentes para un mismo material ensayado. Según Mezzanotte et al. (2005) un resultado positivo en un test de

biodegradación prueba que el polímero es biodegradable, mientras que un resultado negativo no es prueba de que el polímero no sea biodegradable.

### 5.1.2. Compostaje en pila

A continuación se presentan los resultados obtenidos según el análisis de la FORSU de partida, el porcentaje de desintegración y nivel de degradación de las muestras y la calidad del MB obtenido.

#### A) Caracterización del hundido de trómel

---

Se observa en la caracterización del hundido de trómel a compostar en la planta de Torija, la presencia de Film (excepto bolsas de un solo uso), restos de plásticos (principalmente PS, PP y EPS) y acero, todos ellos identificados como envases o parte de envases domésticos (Tabla V.5.). Teniendo en cuenta el tamaño de luz de malla del trómel (80 mm) estos materiales corresponden a envases de tamaño inferior a este diámetro en alguna de sus caras y sobre todo a partes de envases como pueden ser los tapones, chapas y restos de bolsas rasgadas.

Se constata que algunos autores anuncian la posibilidad de que los impropios de la FORSU entre los que se encuentran los plásticos presentes en los envases transfieran parte de sus elementos (metales pesados principalmente) a la fracción orgánica incluso durante la fase intermedia entre la recogida del residuo y el compostaje (Huerta-Puyol, 2011; Van Roosmalen et al., 1987 a,b; Richard and Woodbury, 1992; Amlinger et al., 2004).

Los restos de acero, formado por la aleación de hierro y carbono, en un proceso oxidativo en contacto con ácidos orgánicos puede experimentar cierto nivel de corrosión en el que libere diversos elementos como el cromo procedente de la pasivación<sup>36</sup> de la hojalata (ATSDR, 2000) y del hierro que forma la aleación.

---

<sup>36</sup> Formación de capas superficiales sobre un metal con el fin de protegerlo de los agentes químicos agresivos. Generalmente esta capa lo forman óxidos de metales. Uno de los más usados es el óxido de cromo ( $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ).

También es relevante la presencia de celulosas y vidrio, éste último inerte frente a la biodegradación por lo que no aportaría ningún efecto en el proceso (Tabla V.5). Las celulosas, al igual que la madera y el papel/cartón, normalmente se biodegradan muy poco en condiciones y tiempos de compostaje industrial de RU, debido a la presencia de lignina en su estructura (López, et al., 2009) por lo que son separadas junto con el resto de materiales impropios en la fase de afino. Los pañales, compresas, toallitas higiénicas, pañuelos y servilletas son los principales residuos caracterizados como celulosas y no suelen aportar elementos tóxicos al producto.

Se constata igualmente que, por encima de todos los materiales, llama la atención la fracción “otros” que representa aproximadamente el 50% en peso en las tres caracterizaciones, y que se trata de un conjunto de residuos de gran heterogeneidad, de tamaño inferior a 80 mm de diámetro, y que normalmente corresponde con partes de residuos de mayor tamaño. Suele estar formada por restos de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEEs), restos de medicamentos, pilas, vidrio no envase, restos de luminarias, que pertenecen a otras tipologías de residuos que disponen de sus sistemas de gestión particular, y que el ciudadano, de forma indebida elimina en la fracción resto. Esta tipología de residuos suelen ser foco de emisión de contaminantes de naturaleza diversa, principalmente de metales pesados.

En conclusión se identifica una FORSU con un porcentaje de MO bajo, con un 42,36% en peso si se consideran la “materia orgánica” y “restos de jardín y podas”, y con más de un 50% de residuos inertes potencialmente contaminantes (Tabla V.5).

Tabla V.5. Caracterizaciones de la FORSU.

Material	E 1	E 2	E 3	$\xi$	$\sigma$
	%Peso				
<b>Material Solicitado (Envases):</b>					
PET	0,02	0,02	0,10	<b>0,05</b>	0,05
PEAD Natural	0,00	0,01	0,06	<b>0,02</b>	0,03
PEAD Color	0,17	0,38	0,22	<b>0,26</b>	0,11
PVC	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00
Film (excepto bolsas de un solo uso)	0,11	0,16	0,88	<b>0,38</b>	0,43
Film bolsas de un solo uso	0,08	0,09	0,28	<b>0,15</b>	0,11
Resto de Plásticos (1)	0,46	0,16	0,30	<b>0,31</b>	0,15
Acero	0,07	0,73	0,39	<b>0,40</b>	0,33
Aluminio	0,00	0,04	0,08	<b>0,04</b>	0,04
Cartón para bebidas	0,03	0,02	0,06	<b>0,03</b>	0,02
Madera	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00
<b>Material No Solicitado (*):</b>					
Materia orgánica	39,30	54,43	21,65	<b>38,46</b>	16,40
Restos de jardín y podas	0,01	0,07	11,60	<b>3,90</b>	6,67
Celulosas (2)	0,30	0,40	10,73	<b>3,81</b>	6,00
Textiles	0,05	0,12	0,47	<b>0,21</b>	0,23
Madera no envase	0,22	0,12	0,17	<b>0,17</b>	0,05
Madera Envase Comercial/Industrial	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00
Vidrio (envases) (3)	0,93	1,40	2,07	<b>1,47</b>	0,57
Plásticos No Envase (exceto Film Bolsa de Basura)	0,00	0,00	0,21	<b>0,07</b>	0,12
Film bolsa basura	0,00	0,00	0,06	<b>0,02</b>	0,03
Plásticos Envase Comercial/Industrial (exceto Film Comercial/Industrial)	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00
Film Comercial/Industrial	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00
Restos de obras menores	0,09	0,00	0,25	<b>0,11</b>	0,13
Acero no envase	0,02	0,00	0,00	<b>0,01</b>	0,01
Acero Envase Comercial/Industrial	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00
Aluminio no envase	0,00	0,04	0,00	<b>0,01</b>	0,02
Aluminio Envase Comercial/Industrial	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00
Otros (indicar significativos) (4)	57,31	41,64	49,80	<b>49,58</b>	7,84
Papel/Cartón:	0,66	0,16	0,65	<b>0,49</b>	0,29
Papel Impreso	0,55	0,00	0,40	<b>0,32</b>	0,29
Envase Doméstico con Punto Verde	0,00	0,10	0,14	<b>0,08</b>	0,07
Envase Doméstico sin Punto Verde	0,00	0,00	0,11	<b>0,04</b>	0,06
Envase Comercial con Punto Verde	0,11	0,00	0,00	<b>0,04</b>	0,06
Envase Comercial sin Punto Verde	0,00	0,06	0,00	<b>0,02</b>	0,04
<b>Material Solicitado (Envases):</b>	<b>0,93</b>	<b>1,61</b>	<b>0,00</b>	<b>0,85</b>	<b>0,81</b>
<b>Material No Solicitado (*):</b>	<b>98,90</b>	<b>98,39</b>	<b>97,01</b>	<b>98,10</b>	<b>0,98</b>
<b>Total</b>	<b>99,83</b>	<b>100,00</b>	<b>100,03</b>	<b>99,95</b>	<b>0,11</b>

Nota 1. (1) Resto de plásticos: PP, PS y EPS; (2) Textil sanitario y celulósicos; (3) Vidrio color y blanco; (4) Restos de medicamentos, RAEEs, cerámica, pilas, vidrio no envase, material inclasificable que previamente se ha separado de la totalidad de la fracción envase.

## B) Análisis físico-químico de la FORSU

El análisis físico-químico de la FORSU antes del compostaje ayuda a completar la información sobre las características del residuo de partida con el que se mezclan las bolsas de estudio.

En general, los parámetros analizados muestran una concentración notablemente baja de nutrientes (P, K, Ca, Mg) con respecto a las concentraciones obtenidas de FORSU de diversas plantas de tratamiento mecánico-biológico en España e incluso inferiores a la concentración habitual de estos nutrientes en los restos de cocina (Tabla V.6). Este resultado tiene sentido si se tiene en cuenta la baja presencia que representa la MO y restos de jardín y podas (42,36%) respecto al resto de tipologías de materiales diversos recogidos en las caracterizaciones iniciales (Tabla V. 5). Teniendo en cuenta que el contenido de MOT inicial es bajo frente al resto de materiales no biodegradables, cabe esperar que la presencia de nutrientes expresada en relación al peso total de la FORSU sea también baja.

En la analítica también se observa una relación relativamente baja de C/N (18,15) frente al valor óptimo aconsejado que debe ser cercano a 30 (25-35) (Jhorar et al, 1991) para favorecer el proceso de compostaje. Este valor se basa en que los microorganismos utilizan generalmente 30 partes de C por una de N (Moreno y Moral, 2008). No obstante, la C/N obtenida se encuentra dentro de la normalidad si se compara con la relación C/N que se suele obtener de otras plantas que realizan compost de la FORSU (Tabla IV.2).

Se aprecia cierta presencia de Cr (VI) ( $1,64 \pm 1,40$  ppm) (Tabla V.7.). El vigente Real Decreto de fertilizantes<sup>37</sup> recoge en su anexo V los límites máximos de metales pesados admisibles para productos fertilizantes elaborados a partir de residuos y otros componentes orgánicos. Ninguna de las tres categorías (A, B o C) definidas para estos productos en función de su contenido en metales pesados acepta la presencia de Cr VI. No obstante, se debe tener en cuenta que la categoría “compost” a la cual se le aplica dicha normativa es únicamente aquel elaborado con residuo orgánico procedente de una recogida separada, por lo que no es de aplicación al producto obtenido a partir de los residuos orgánicos que se recogen mezclados junto

<sup>37</sup> Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

con la fracción resto, denominado “material bioestabilizado” (MB), y estudiado en esta tesis. Sin embargo, como se explicó en el capítulo IV, se toma como referencia para el análisis de la calidad del MB a falta de normativa específica para este nuevo material.

La importancia del análisis del Cr VI está vinculada al peligro que supone para la salud humana. Está demostrado que la inhalación de partículas de Cr VI puede generar diversos daños en el sistema respiratorio, desde irritación de nariz hasta cáncer de pulmón (exposiciones de 100 a 1000 veces superiores a la presente en la naturaleza) (ATSDR, 2000).

De todas las valencias del cromo, la más común en la naturaleza es el Cr III contenido en numerosos vegetales, frutas, carnes, levaduras y granos. El Cr VI es menos común en la naturaleza y suele provenir principalmente de procesos industriales como la industria peletera, la industria textil, la industria del acero, pinturas y cromados, en productos de limpieza, etc. También es posible obtener Cr VI a partir de la oxidación del Cr III bajo determinadas condiciones químicas (ATSDR, 2000). La presencia de Cr VI en la FORSU anuncia que se obtendrá en mayor o menor medida este compuesto en el MB resultante.

En general, el contenido de metales pesados entra dentro del rango normal en FORSU (Tabla V.7). Destacan el Ni y el Pb como los más elevados tomando como referencia los resultados obtenidos en otros trabajos (Tabla V. 6). Según Huerta-Puyol (2011) el contenido de metales pesados en la FO de los residuos es similar a la encontrada en los suelos españoles cuya abundancia sigue la siguiente relación:  $Zn > Cr > Ni > Cu > Pb > Cd$  (Rodríguez et al., 2009). En la misma línea, los valores medios de metales pesados que recoge Tchobanogluos, (1994) para un residuo orgánico procedente de los restos de comida son inferiores (Tabla V. 6.) frente al obtenido de las muestras de la FORSU analizadas. Este fenómeno podría deberse a la presencia de los diversos materiales impropios presentes en dicha fracción (Tabla V. 5), y que podrían llegar a migrar a la FO en diversos componentes minerales, entre ellos metales pesados, antes del inicio del proceso de compostaje (Huerta-Puyol, 2011).

Entre los metales destaca por encima de todos el contenido en Fe con una media de  $4964,70 \pm 1480,5$  ppm. Es habitual encontrar elevadas concentraciones de Fe en

la FORSU principalmente porque es uno de los metales más abundantes en la FO (Tabla V. 6). No obstante, estudios como el de Huerta-Puyol (2011) y Nahvi et al. (2009) apuntan que esta concentración se ve incrementada en aquel residuo que sufre una separación mecánica de impropios antes de iniciarse el proceso de compostaje. La mayoría de los equipos de separación están fabricados con metales que contienen un elevado porcentaje en Fe y que debido al desgaste éste se incorpora a los residuos separados.

**Tabla V.6. Resumen de parámetros medios asociados a la FORSU, a los residuos de comida y jardín y la analítica media asociada a suelos agrícolas y praderas españolas**

	FORSU (1)	FORSU (2)		Residuos de comida (3)	Residuos de jardín (3)	Suelos agrícolas y praderas (4)
		x	$\sigma_p^{38}$			
<b>pH</b>	6,82	5,66	± 0,47	–	–	–
<b>Conductividad mS/cm</b>	6,95	4,90	± 0,97	–	–	–
<b>Humedad %</b>	39,20	49,00	± 6,00	–	–	–
<b>Materia seca %</b>	60,80	–	–	–	–	–
<b>Nitrógeno total % s.m.s</b>	1,08	–	–	–	–	–
<b>Materia orgánica total % s.m.s</b>	52,60	71,70	± 7,90	–	–	–
<b>relación C/N</b>	24,40	20,00	± 3,80	–	–	–
<b>N-NH4 ppm</b>	–	609,00	± 189	149	205	–
<b>N-NO3 ppm</b>	–	–	–	490	4278	–
<b>Fósforo ppm</b>	–	5800	± 700	3500	4900	–
<b>Potasio ppm</b>	–	11400	± 800	22700	41800,00	–
<b>Calcio ppm</b>	44600	31100	± 4200	4200	4300,00	–
<b>Magnesio ppm</b>	2700	1900	± 200	2100	1600,00	–
<b>Cadmio ppm</b>	–	30,00	± 0,06	–	–	0,23
<b>Cobre ppm s.m.s</b>	167	33,00	± 4,0	7,7	6,9	19,8
<b>Niquel ppm s.m.s</b>	62	10,00	± 3,2	9	4,5	20,58
<b>Cromo ppm s.m.s</b>	–	9,00	± 1,9	–	–	27,4
<b>Plomo ppm s.m.s</b>	125	33,00	± 8,6	–	–	19,3
<b>Hierro ppm s.m.s</b>	7600	3300	± 500	451	48	–
<b>Manganeso ppm s.m.s</b>	143	73,00	–	56	20	–
<b>Zinc ppm s.m.s</b>	380	82,00	± 10,2	20	21	54,86

<sup>38</sup> Error estándar.

Fuentes: (1) Madrid, 1999; (2) Huerta-Puyol et al., 2011 y López, et al., 2010; (3) Tchoanogluos et al., 1994; (4) Rodríguez et al., 2009

**Tabla V.7. Análisis físico-químico de la FORSU a compostar**

PARÁMETROS	ENSAYO 1    ENSAYO 2    ENSAYO 3			$\xi$	$\sigma$
	M.O. FRESCA				
<b>pH</b>	6,60	6,87	6,74	<b>6,74</b>	0,14
<b>Conductividad mS/cm</b>	7,69	9,20	8,45	<b>8,45</b>	0,75
<b>Humedad %</b>	51,62	55,38	53,50	<b>53,50</b>	1,88
<b>Materia seca %</b>	48,38	44,62	46,50	<b>46,50</b>	1,88
<b>Nitrógeno total % s.m.s</b>	1,18	2,32	1,75	<b>1,75</b>	0,57
<b>Materia orgánica total % s.m.s</b>	45,71	55,78	50,75	<b>50,75</b>	5,04
<b>relación C/N</b>	22,35	13,95	18,15	<b>18,15</b>	4,20
<b>N-NH4 ppm</b>	11,25	5,78	8,52	<b>8,52</b>	2,74
<b>N-NO3 ppm</b>	85,64	193,26	139,45	<b>139,45</b>	53,81
<b>Fósforo ppm</b>	66,23	24,31	45,27	<b>45,27</b>	20,96
<b>Potasio ppm</b>	799,56	758,26	778,91	<b>778,91</b>	20,65
<b>Calcio ppm</b>	1891,26	1415,21	1653,24	<b>1653,24</b>	238,03
<b>Magnesio ppm</b>	287,55	107,36	197,46	<b>197,46</b>	90,09
<b>Cadmio ppm</b>	3,36	2,55	2,96	<b>2,96</b>	0,40
<b>Cobre ppm s.m.s</b>	31,66	0,51	16,09	<b>16,09</b>	15,58
<b>Niquel ppm s.m.s</b>	45,82	39,06	42,44	<b>42,44</b>	3,38
<b>Plomo ppm s.m.s</b>	62,25	31,11	46,68	<b>46,68</b>	15,57
<b>Hierro ppm s.m.s</b>	6445,21	3484,18	4964,70	<b>4964,70</b>	1480,52
<b>Manganeso ppm s.m.s</b>	168,54	34,66	101,60	<b>101,60</b>	66,94
<b>Zinc ppm s.m.s</b>	84,84	76,76	80,80	<b>80,80</b>	4,04
<b>Mercurio ppm s.m.s</b>	1,26	0,11	0,69	<b>0,69</b>	0,58
<b>Cromo VI ppm s.m.s</b>	3,03	0,24	1,64	<b>1,64</b>	1,40

### C) Control del proceso

Se constata que la evolución de los parámetros principales durante el proceso transcurrió dentro de la normalidad en un compostaje de FORSU (López, 2014; Moreno y Moral, 2008). Los rangos de temperatura se mantuvieron en valores termófilos, favorecidos durante las fases estáticas del material y enfriado durante los volteos. La fase termófila mantenida favorece, además de una biodegradación activa, la higienización del material de patógenos y semillas de malas hierbas. La humedad se mantuvo por encima del 30% en la mayor parte del proceso, salvo en la última fase en la que se detectaron niveles de humedad excesivamente bajos. El pH se mantuvo por encima de 7 a lo largo de todo el proceso (Moreno y Moral, 2008) por lo que se puede concluir que el compostaje transcurrió dentro de los márgenes normales salvo los episodios de baja humedad detectados al final del tratamiento (Tabla V.8).

**Tabla V.8. Evolución de valores medios de temperatura, humedad y pH durante los procesos de compostaje en pila**

Días de compostaje	T <sup>a</sup>	$\sigma$	%H	$\sigma$	pH	$\sigma$
Día 1	-	-	53,5	3,25	6,7	1,51
Día 6	64,8	2,40	50,21	6,47	7,2	1,02
Día 33	59,3	1,75	49,30	7,23	8,8	0,94
Día 83	58,8	2,32	27,5	6,56	8,3	1,41

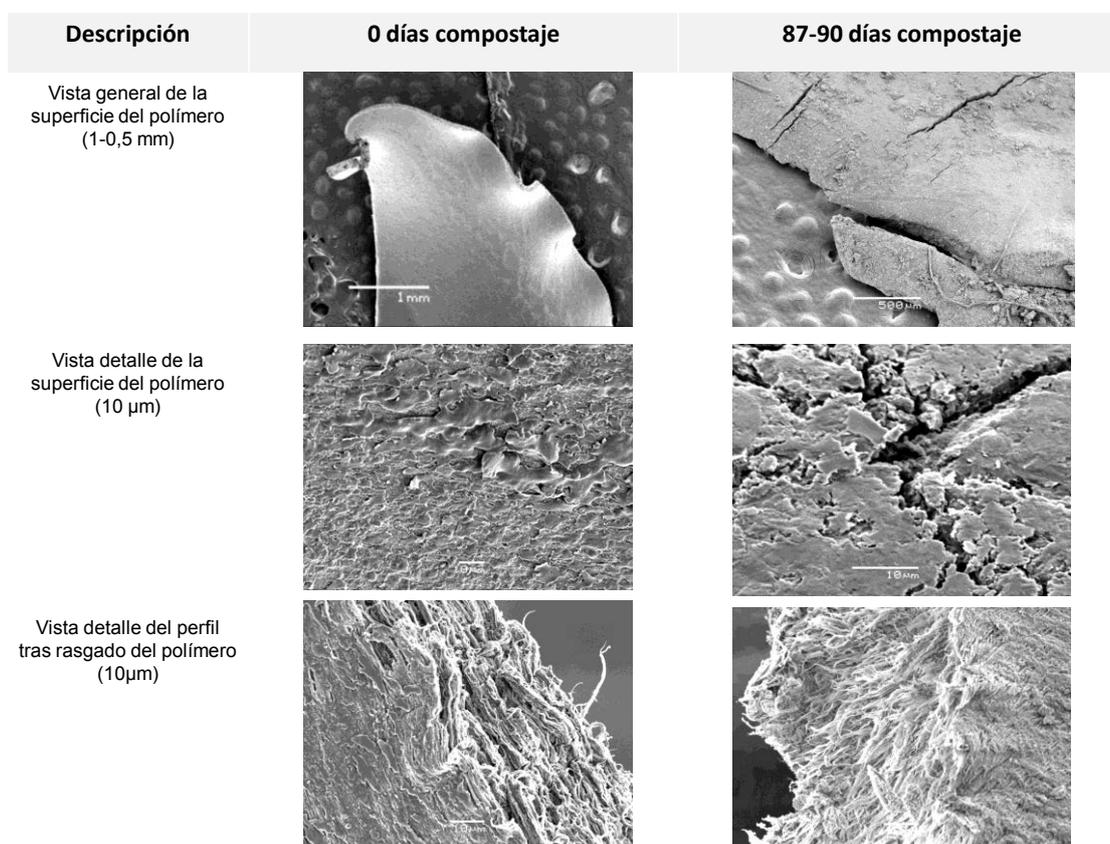
### D) Degradación del material de estudio

Los restos de las muestras rescatadas, no desintegradas, pudieron observarse en el microscopio electrónico de barrido (Figura V.3). Como se ha comentado, la degradación es el resultado de la acción de diversos factores bióticos y abióticos. Las fotografías muestran de forma detallada la degradación de las muestras, evidenciada sobre todo por la aparición de grietas en la superficie y probablemente originadas por la hidrólisis inicial, que rompe las cadenas del polímero y que va asociada a una pérdida de masa molar, y la degradación enzimática. Sin embargo, las imágenes muestran diferencias entre el nivel de degradación superficial del polímero frente al

interno, apreciándose el primero notablemente más avanzado. Este fenómeno se puede observar en la vista del perfil rasgado donde no se aprecian grandes diferencias morfológicas entre las hilaturas del polímero antes y después del compostaje. Según Puglia, (2013), el polímero cuando se degrada por enzimas extracelulares (hongos u otros microorganismos) solo afecta a la superficie de éste. Este efecto también lo observó Doi et al., 1990 apuntando que la degradación enzimática muestra una superficie irregular, mientras que la sección del polímero no muestra variación.

Es importante tener en cuenta que, a pesar de que algunos microorganismos pueden degradar directamente los poliésteres éstos son minoritarios y menos diversos (Zafar et al. 2014). Lo más común es la degradación indirecta mediante excreción de compuestos extracelulares y radicales libres que no degradan específicamente el polímero (Sikorska et al., 2015). Además, algunos tipos de poliésteres (PLA) sufren una degradación interna lenta debido a que los productos resultantes tienen una difusión muy lenta comparado con los productos de degradación en la superficie (Hakkarainen, 2002).

**Figura V.3. Imágenes a microscopio electrónico de las bolsas de estudio antes y después de su compostaje en pila.**



Igualmente se observaron restos de materiales orgánicos en la superficie de las muestras (Figura V. 5) e incluso se detectó algún gránulo de almidón en su estructura inicial (Figura V. 4), posiblemente debido a un defecto de fabricación del polímero y que coincide con uno de los principales factores causantes de heterogeneidad en la estructura que limitan las propiedades del polímero (Halley, and Avérous, 2014).

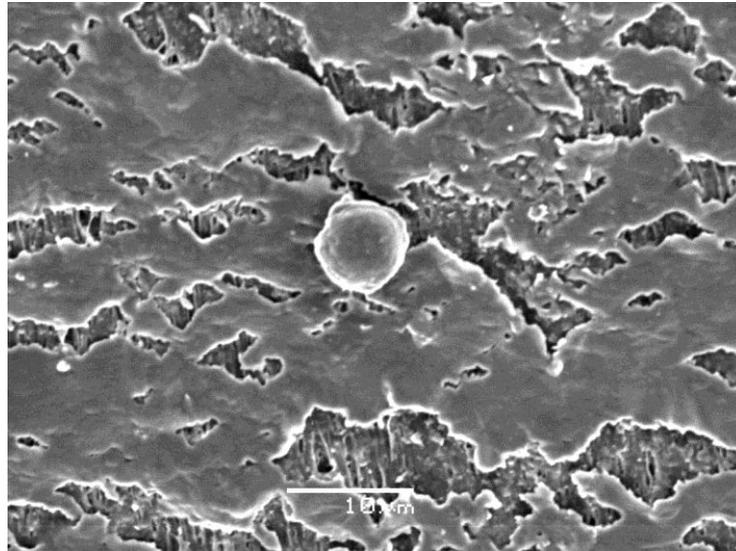


Figura V.4. Gránulo de almidón residual no fundido con el resto de polímero.

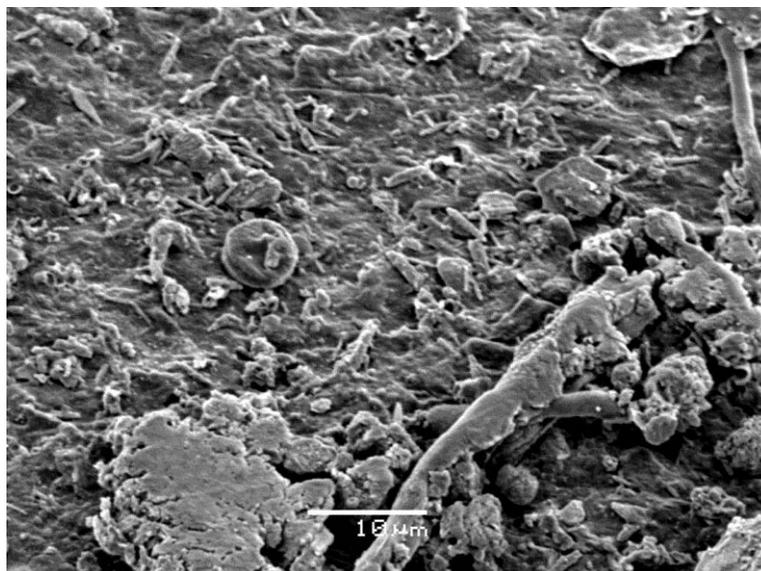


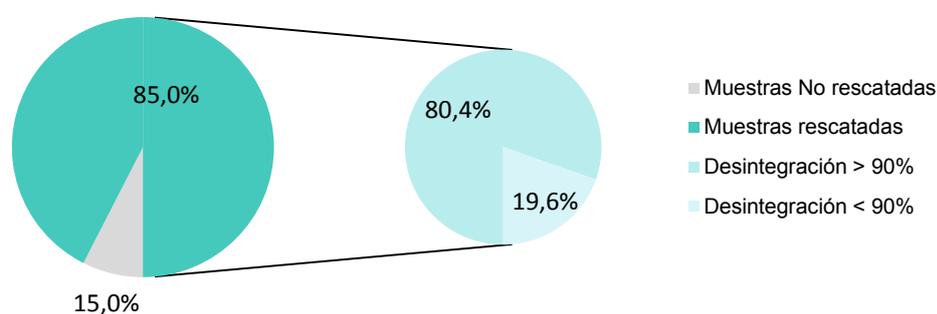
Figura V.5. Restos orgánicos y microorganismos en la superficie del polímero de estudio tras el proceso de compostaje

### C) Desintegración

Después de los 87-90 días que duraron los ensayos en planta y tras la fase de afino del compost se rescataron del rechazo ligero<sup>39</sup> las redes con las muestras. Éstas se lavaron y secaron según el procedimiento descrito (apartado 4.3.1.).

El 80% de las redes rescatadas se encontraron vacías o prácticamente vacías indicativo de que las bolsas en esos casos se degradaron completamente o próximo al 100%. A pesar de poner los medios para facilitar la recuperación de las redes, un 15% de las muestras no se localizaron. El 19,6% de las redes rescatadas se encontraron con bolsa semidesintegrada por debajo del 90% del nivel de referencia (UNE 13432:2001) (Figura V.6).

A pesar de disponer de un sistema de aireación dinámico en el que previsiblemente todas las muestras pudieran encontrarse en algún momento en una posición óptima para la degradación (interior de la pila), es posible que este 19,6% de muestras hayan permanecido de forma aleatoria en más ocasiones en ubicaciones de la pila menos favorables para la degradación, como la parte superficial de la pila o en la base. La superficie de la pila suele estar demasiado aireada dificultando la actividad microbiológica por bajas temperaturas e incluso por falta de humedad suficiente ya que tiende a secarse (Moreno y Moral, 2008).



**Figura V.6. Muestras rescatadas y porcentaje que alcanzaron el 90% de %D al final de los ensayos.**

<sup>39</sup> El rechazo obtenido tras hacer pasar el compost bruto por una criba de 25 mm de luz.

Tras los ensayos de compostaje en pila dinámica en la planta de Torija se obtuvo un porcentaje de desintegración del **94,37% ± 0,007** de desviación típica (Tabla V.9.), considerando éste el fraccionamiento de la bolsa de estudio en fracciones inferiores a 2 mm. Se ha observado gran homogeneidad en el nivel de desintegración de las muestras por lo que parece indicar que la mayoría han estado expuestas a condiciones ambientales muy parecidas.

**Tabla V.9. Desintegración media de las muestras**

	Ensayo 1			Ensayo 2			Ensayo 3		
	P <sub>si</sub>	P <sub>sf</sub>	%D	P <sub>si</sub>	P <sub>sf</sub>	%D	P <sub>si</sub>	P <sub>sf</sub>	%D
8,18	4,43	45,84%	8,09	0,90	88,88%	8,10	3,20	60,49%	
12,85	2,11	83,58%	12,72	1,99	84,32%	13,01	3,55	72,71%	
12,88	1,83	85,79%	12,86	10,54	18,03%	12,88	1,83	85,79%	
8,13	0	100%	8,15	0	100%	8,14	1,02	87,47%	
8,12	0	100%	8,03	0	100%	8,01	0	100%	
13,00	0	100%	13,00	0	100%	13,00	0	100%	
8,13	0	100%	8,10	0	100%	8,09	0	100%	
12,95	0	100%	12,95	0	100%	12,95	0	100%	
8,16	0	100%	8,16	0	100%	8,07	0	100%	
12,85	0	100%	12,85	0	100%	12,94	0	100%	
12,89	0	100%	12,89	0	100%	12,77	0	100%	
8,15	0	100%	8,11	0	100%	8,08	0	100%	
13,08	0	100%	12,87	0	100%	12,83	0	100%	
8,04	0	100%	8,09	0	100%	8,02	0	100%	
8,19	0	100%	8,18	0	100%	8,03	0	100%	
12,98	0	100%	12,97	0	100%	12,97	0	100%	
8,09	0	100%	8,07	0	100%	8,05	0	100%	
13,09	—	—	13,10	—	—	13,09	—	—	
8,12	—	—	8,10	—	—	8,10	—	—	
8,19	—	—	8,09	—	—	8,12	—	—	
ξ	10,30	0,49	95,01%	10,27	0,79	93,60%	10,26	0,56	94,50%
σ	2,46	1,2069	0,1365	2,4542	2,5652	0,1999	2,4837	1,1675	0,1159
%D	<b>94,37%</b>								
σ	0,0071396								

## E) Análisis físico-químico del material bioestabilizado

El análisis físico-químico y microbiológico del MB procedente de la biodegradación de la FORSU y de las muestras de estudio es importante para garantizar que dicho material no afecta de forma negativa a la calidad del compost. Para ello, se tomaron muestras tanto de la sección de la pila donde se introdujeron las bolsas como en la sección libre de muestras destinada al blanco.

Se analizaron los parámetros principales así como el contenido en nutrientes, metales pesados y patógenos (Tabla V.12.) tomando como referencia los valores límite recogidos en el RD 506/2013 sobre productos fertilizantes para un compost<sup>40</sup> (Tabla V.10.) y los resultados obtenidos en el análisis de la calidad del MB de diversas plantas de tratamiento mecánico-biológico en España (Tabla V.11).

**Tabla V.10. Parámetros aplicables al compost elaborado a partir de residuos orgánicos y límites máximos admisibles**

PARÁMETRO	VALOR LÍMITE		
%MOT	35%		
%H máxima	40%		
C/N	< 20		
Piedras y gravas	No podrá contener impurezas ni inertes de ningún tipo tales como piedras, gravas, metales, vidrios o plásticos.		
Tamaño de partículas	El 90% de las partículas upasarán por malla de 25 mm		
METAL PESADO	CLASE (ppm s.m.s.)		
	A	B	C
Cadmio	0,7	2	3
Cobre	70	300	400
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1.000
Mercurio	0,4	1,5	2,5
Cromo (total)	70	250	300
Cromo VI	*	*	*
LÍMITE MÁXIMO DE MICROORGANISMOS			
<i>Salmonella</i>	Ausente en 25 g de producto elaborado.		
<i>Escherichia coli</i>	< 1000 número más probable (NMP) por gramo de producto elaborado.		

\*No detectable según método oficial

Fuente: Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, de fertilizantes

<sup>40</sup> Se recuerda que el RD 506/2013 sobre productos fertilizantes establece los criterios de calidad de un compost procedente de residuos orgánicos recogidos de forma separada. No es el caso del material bioestabilizado elaborado en este estudio que procede del residuo mezclado, cuya calidad no queda recogida en ninguna norma oficial hasta el momento.



Tabla V.11. Análisis físico-químico del material bioestabilizado obtenida de diversos trabajos.

	(1)	(2)	(3)	(4)	MAC (5)	AC (6)	CPC (7)	BC (8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)	(16)	(17)	(18)		
<b>pH</b>	6,98	6,49	6,58	7,0-8,5	-	-	-	-	7,8	7,6	7,16	7,5	7,8	7,88	7,4	7,89	7,82	8,10		
<b>Ce mS/cm</b>	6,48	9,63	8,61	6-15	-	-	-	-			4,28	4	11,4	8,19	9,08	8,22	7,99	8,6		
<b>H %</b>	26,8	29,3	27,8	-	-	-	-	-	35	41	-	-	18,4	31,47	24,08	16,74	31,44	26,61		
<b>N T %</b>	0,71	1,36	1,32	0,4-1,8	-	-	-	-	-	-	1,16	13,3	1,78	1,49	2,18	2,08	-	-		
<b>MOT %</b>	32,8	55,9	46,5	20-60	-	-	-	-	-	-	38,86	21,08	50,3	46,22	57,92	40,36	48,88	60,57		
<b>C/N</b>	26,4	22,7	19,4	-	-	-	-	-	16,67	16	16,8	9,2	16	17,6	14,3	9,88	15	14,87		
<b>N-NH4 ppm</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1772	1773	1629	>2	1993	1341		
<b>N-NO3 ppm</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	29	24		386	14	368		
<b>P ppm</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4500	9600	4000	6100	12300	21900	3500	5800		
<b>K ppm</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5600	5800	6000	8700	7500	11600	6300	12200		
<b>Ca ppm</b>	39500	64400	74400	20000-120000	-	-	-	-	40000	25700	-	-	56000	11000	87900	10600	84900	61600		
<b>Mg ppm</b>	2300	3300	3500	5000-25000	-	-	-	-	3000	6700	-	-	4000	7900	13400	10000	16800	4900		
<b>Cd ppm</b>				-	< 1	1-2,5	2,6-4	> 4					8	3	0,6	0,9	1,35	1,06	1,22	0,35
<b>Cu ppm</b>	195	157	252	-	< 100	100-200	201-400	> 400	250	565	199	158	238	271	199	342	168	64		
<b>Ni ppm</b>	48	62	56	-	< 30	30-60	61-100	>100	194	84	312	221	-	192	101	94	79	11		
<b>Pb ppm</b>	144	113	176	-	< 100	100-150	151-500	> 500	594	1215	101	198	169	118	324	97	103	67		
<b>Fe ppm</b>	10900	9400	10800	-	-	-	-	-	22000	21400	6200	11600	11000	1330	5400	10200	112	7700		
<b>Mn ppm</b>	144	126	133	-	-	-	-	-	600	689	274	404	238	186	140	202	12500	139		
<b>Zn ppm</b>	380	302	412	-	< 200	200-400	401-1000	> 1000	1000	1742	504	535	452	396	1462	732	215	176		
<b>Hg ppm</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

Nota. MAC: Muy alta calidad; AC: Alta calidad; CPC: Calidad con presencia de contaminantes; BC: Baja calidad según criterios de Genevini et. al., 1997. Fuente: (1), (2) y (3) Madrid., 1999; (4) Nogales, 1993; (5), (6), (7) y (8) Genevini et. al, 1997, (9) y (10) Comando, 2006; (11) Pascual y col. 1997; (12) Pascual y col. 1999; (13) Huerta y col. 2006; (14) González y Rodríguez. 1999; (15) y (16) Paulet, 2000; (17) Martínez et al., 2006; (18) Huerta y col., 2010.

**i. Comparación de resultados con valores de referencia y analítica inicial de la FORSU**

Los parámetros físico-químicos básicos (pH, Ce, %MOT, %H, C/N, %N<sub>T</sub>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) del MB obtenido del compostaje en pila de Torija, alcanzaron valores dentro de los rangos normales de una FORSU. Sin embargo, dentro de esta normalidad, se apreciaron valores con tendencia a la baja en los parámetros de %H (23,53 ± 15,089 y 16,59 ± 7,447), C/N (11,61 ± 7,692 y 12,22 ± 1,696) y %MOT (29,61 ± 6,825 y 28,20 ± 2,025) (Tabla V.12) comparados con los valores de referencia recogidos en otros estudios (Tabla V. 11) y con los valores límite de referencia (Tabla V.10). Si bien, aunque la humedad es inferior al 40% (RD 506/2013 de fertilizantes), ésta queda por debajo del nivel mínimo (< 25%) recomendable para una buena calidad de compost (Huerta-Puyol et al., 2010b).

En el caso de la MOT se debe tener en cuenta que la concentración inicial en la FORSU era de tendencia baja (50,75%) (Tabla V.7), por lo que cabe esperar que tras el compostaje ésta sea inferior. No obstante, el porcentaje medio de pérdida de MOT durante el proceso ha sido del 42,86% ± 4,66, situado dentro de la normalidad. Durante el proceso de compostaje de una FORSU se pierde entre el 30% y 70% de MOT (Huerta-Puyol et al., 2010b).

En la misma línea, el contenido en nutrientes (P, K, Ca y Mg) en el MB ha sido especialmente bajo respecto a las concentraciones de referencia (Tabla V. 12), incluso en algunos casos llegan a ser inferiores a su concentración media en los residuos de cocina (Tabla V. 6). Este resultado no coincide con la evolución habitual de los nutrientes durante el compostaje en el que la concentración aumenta debido a la disminución de la masa total (Moreno y Moral, 2008). Si se compara con los valores bajos de %MOT y nutrientes de la analítica de la FORSU inicial cabría esperar que resultara un MB bajo en nutrientes (Tabla V. 3). La presencia de nutrientes depende, no solo de la cantidad de MOT en la masa a compostar sino también de su calidad (López et al, 2014). Por lo tanto, parece lógico que si la MOT inicial fue baja en nutrientes el MB final haya resultado igualmente pobre.

En función de la concentración de metales pesados se obtiene que las muestras de MB analizadas presentan, de forma generalizada, concentraciones más bajas (Cd, Ni, Pb, Zn y Hg) (Tabla V.12) que los valores obtenidos en otros estudios (Tabla

V.11). Atendiendo a la clasificación del producto en función de la concentración de metales pesados (RD 506/2013 de fertilizantes) se obtiene, con categoría A, los metales Cd ( $0,04 \pm 0,035$  ppm y  $0,05 \pm 0,006$  ppm), Ni ( $13,54 \pm 22,047$  ppm y  $0,58 \pm 0,047$  ppm), Pb ( $43,80 \pm 41,339$  ppm y  $0,58 \pm 0,047$  ppm), Zn ( $214,16 \pm 283,718$  ppm y  $6,08 \pm 1,420$  ppm) y Hg ( $0,07 \pm 0,052$  ppm y  $0,08 \pm 0,115$  ppm) (Tabla V.10).

La concentración de metales pesados (Cd, Ni, Pb, Zn y Hg) en el MB final ha disminuido respecto a la concentración inicial en la FORSU (Tabla V. 7). Lo normal en un proceso de compostaje es que aumente la concentración de metales pesados debido a la biodegradación de la materia orgánica y la posible liberación de los diferentes elementos no biodegradables por el desgaste y corrosión que éstos sufren durante el proceso (López et al., 2014).

El mismo comportamiento se ha observado con la concentración de Fe ( $3461,31 \pm 3557,665$  y  $456,30 \pm 571,422$ ) apreciándose una disminución de concentración respecto a la FORSU (Tabla V.7). Los metales tienen gran afinidad por el agua. La pérdida en concentración de metales podría deberse a los lixiviados generados durante el proceso, que los arrastran a la balsa de lixiviados a la espera de ser tratados.

La presencia de determinados plásticos puede aportar algunos metales pesados como Cd y Pb (Van Roosmale et al., 1987). En el estudio realizado por Huerta-Puyol (2011) recoge como los residuos inertes presentes en la FORSU pueden llegar a aportar diversos elementos a la FO incluso antes del proceso de compostaje, durante su almacenamiento en el cubo de basura y la fase de recogida y separación en planta. El tiempo que los impropios pasen junto a la matriz compostable y las condiciones ambientales en las que se encuentren, especialmente un pH ácido (primera fase de descomposición de la FO), pueden favorecer y aumentar la transferencia de metales al producto final (López et al., 2014). Además, Richard and Woodbury (1992) señalaron que una de las vías que puede favorecer la transmisión de metales pesados al compost es la rotura y rasgado de los plásticos debido a las repetidas operaciones de volteo durante el proceso (Huerta-Puyol et al., 2010)

Sin embargo, a pesar de que las caracterizaciones mostraron presencia de las fracciones “Film (excepto bolsas de un solo uso)” y “Resto de plásticos” (Tabla V. 5), no es posible constatar que la presencia de éstos metales tenga su origen en la

degradación de estos plásticos. No obstante, si así fuera, cabe decir que las concentraciones de metales aportadas fueron irrisorias.

El Cu ( $109,04 \pm 89,588$  ppm y  $75,73 \pm 5,571$  ppm) supera los valores límite para la categoría A, quedando incluido dentro de la categoría B (RD 506/2013 de fertilizantes). Se aprecia un aumento en la concentración de Cu en el MB respecto al contenido identificado en la FORSU, Cu ( $16,09 \pm 15,58$  ppm) (Tabla V.7).

El metal pesado más limitante es el Cr (VI) en el que en las tres categorías de compost debe resultar “no detectable según el método oficial<sup>41</sup>” (RD 506/2013 de fertilizantes). Los resultados apenas muestran presencia de este metal, si bien, en alguna muestra correspondiente al blanco se ha detectado baja concentración de Cr (VI) ( $0,34 \pm 0,283$  ppm) asociada a una desviación típica elevada, por lo que el valor no se considera representativo.

Llama la atención la elevada contaminación microbiológica detectada en todas las muestras de MB, tanto en *Escherichia coli* como en *Salmonella* (Tabla V.12). Ambas concentraciones superan los valores límite admitidos (Tabla V.10). Todo parece indicar que dicha contaminación es debida a una mala práctica tras la fase termófila o de higienización del proceso ( $55-60^{\circ}\text{C}$ ). Los microorganismos no termotolerantes entre los que se encuentran los patógenos y parásitos son inhibidos durante esta fase (Moreno y Moral, 2008). Las temperaturas mínimas necesarias para la eliminación de estas dos especies de patógenos son  $55-60^{\circ}\text{C}$  durante al menos 30 minutos para la *Salmonella typhi* y  $55^{\circ}\text{C}$  durante un mínimo de 60 minutos para la *Escherichia coli*. Las temperaturas registradas durante el proceso de compostaje superaron los tiempos indicados con temperaturas entre  $50$  y  $65^{\circ}\text{C}$ .

Una de las malas prácticas en los procesos de compostaje es regar el compost con lixiviado tras la fase de higienización debido a que parte de los patógenos eliminados en esta fase se vuelven a inocular con el lixiviado de la primera fase mesófila. Sin embargo, las pilas no se regaron en ningún momento por lo que queda la hipótesis de la recolonización por entorno circundante o por la germinación de esporas que resistieron la fase termófila (Moreno y Moral, 2008).

---

<sup>41</sup> Método descrito por el Ministero delle Politiche Agricole e Forestali de Italia, Decreto 8 de marzo de 2003, Suplemento nº 8. ANEXO VI Métodos analíticos del RD 506/2013 de productos fertilizantes.

**ii. Comparación del material bioestabilizado con las bolsas de estudio frente al blanco**

No se observan diferencias significativas entre ambos tipos de muestra. Los parámetros como el pH, Ce, %H, %N<sub>T</sub>, %MOT, C/N y el contenido de nutrientes son similares. Por lo tanto, las observaciones realizadas en el apartado anterior son igualmente válidas para ambos tipos de MB.

Si se atiende al contenido en metales pesados se observa a primera vista que la muestra del blanco presenta mayor concentración frente a la muestra que contiene las bolsas, sin embargo, las desviaciones típicas del blanco son significativamente elevadas indicando mayor variabilidad en los resultados y desestimando la observación inicial (Tabla V.12).

Tabla V.12. Análisis físico-químicos medios del material bioestabilizado.

PARÁMETROS	$\xi$	$\sigma$	$\xi$	$\sigma$
	BLANCO		MUESTRA	
<b>pH</b>	<b>7,69</b>	0,348	<b>8,15</b>	0,331
<b>Conductividad mS/cm</b>	<b>3,53</b>	0,388	<b>3,70</b>	0,387
<b>Humedad %</b>	<b>23,53</b>	15,089	<b>16,59</b>	7,447
<b>Materia seca %</b>	<b>76,47</b>	15,089	<b>83,41</b>	7,447
<b>Nitrógeno total % s.m.s</b>	<b>2,21</b>	1,550	<b>1,64</b>	0,629
<b>Materia orgánica total % s.m.s</b>	<b>29,61</b>	6,825	<b>28,20</b>	2,025
<b>relación C/N</b>	<b>11,61</b>	7,692	<b>12,22</b>	1,696
<b>N-NH4 ppm</b>	<b>7,93</b>	0,924	<b>6,89</b>	0,754
<b>N-NO3 ppm</b>	<b>37,82</b>	64,932	<b>114,21</b>	3,952
<b>Fósforo ppm</b>	<b>274,83</b>	281,869	<b>122,47</b>	40,324
<b>Potasio ppm</b>	<b>875,00</b>	362,509	<b>551,74</b>	101,469
<b>Calcio ppm</b>	<b>158,37</b>	37,740	<b>166,17</b>	92,286
<b>Magnesio ppm</b>	<b>57,78</b>	11,318	<b>57,69</b>	20,902
<b>Cadmio ppm</b>	<b>0,04</b>	0,035	<b>0,05</b>	0,006
<b>Cobre ppm s.m.s</b>	<b>109,04</b>	89,588	<b>75,73</b>	5,571
<b>Niquel ppm s.m.s</b>	<b>13,54</b>	22,047	<b>0,58</b>	0,047
<b>Plomo ppm s.m.s</b>	<b>43,80</b>	41,339	<b>1,20</b>	0,637
<b>Hierro ppm s.m.s</b>	<b>3461,34</b>	3557,665	<b>456,30</b>	571,422
<b>Manganeso ppm s.m.s</b>	<b>128,37</b>	151,406	<b>46,71</b>	74,957
<b>Zinc ppm s.m.s</b>	<b>214,16</b>	283,718	<b>6,08</b>	1,420
<b>Mercurio ppm s.m.s</b>	<b>0,07</b>	0,052	<b>0,08</b>	0,115
<b>Cromo VI ppm s.m.s</b>	<b>0,34</b>	0,283	<b>&lt; 0,01*</b>	0,000
<b>Escherichia coli UFC/g</b>	>3000	0,000	>3000	0,000
<b>Salmonella UFC/g</b>	>3000	0,000	>3000	0,000

Nota. \* Concentración inferior a la capacidad de detección del equipo, 0,01 ppm. Análisis por ataque ácido y espectrofotometría por absorción atómica.

## F) Análisis de la fitotoxicidad del material bioestabilizado

El análisis de la calidad del compost se completa con un bioensayo de germinación a través de los extractos obtenidos con diferentes concentraciones (1\_05, 1\_10 y 1\_15) del MB. La metodología utilizada es una de las más empleadas en fitotoxicidad para la comparación de sistemas de compostaje (Moreno y Moral, 2008) y se basa en la metodología descrita por Zuconni et al. (1981<sup>a</sup>, 1981b, 1985) y Emino y Warman (2004) desallorada en el capítulo IV. Esta metodología emplea criterios de valoración de la toxicidad en función de tres niveles (Tabla V. 13).

**Tabla V.13. Criterios de valoración de la fitotoxicidad**

NIVELES	VALORACIÓN FITOTOXICIDAD
IG < 50%	Alta Fitotoxicidad (AF)
50% < IG < 80%	Moderada Fitotoxicidad (MF)
> 80%	No Fitotoxicidad (NF)

Fuente: Zuconni et al. (1981<sup>a</sup>, 1981b, 1985); Emino y Warman (2004).

Los resultados del análisis fitotóxico mostraron que los tres testigos alcanzaron el 100% del IG con un crecimiento homogéneo de radícula e hipocotilo, por lo que se da por válidos los ensayos.

Las muestras de MB de los blancos y las que contienen las bolsas de estudio mostraron elevada fitotoxicidad (AF) en la mayoría de las muestras obteniendo un IG por debajo del 50% (Tabla V.14 y Figura V.7). En ninguno de los casos se obtuvo un resultado de ausencia de fitotoxicidad (NF) y si dos casos de MF aplicados al MB con bioplástico para las concentraciones de 1\_10 y 1\_15.

La mayoría de las muestras presentaron un aumento de IG con la dilución de los extractos por lo que se concluye que las sustancias fitotóxicas atenúan su efecto cuando disminuyen su concentración. No se apreciaron diferencias significativas entre el IG de los blancos y el que contenía las bolsas demostrando que el origen de las sustancias fitotóxicas presentes en el MB de la planta de Torija no está en las bolsas de estudio sino en sustancias o elementos presentes en los residuos de

partida y liberados durante el proceso de descomposición (sales, metales pesados, fenoles hidrosolubles) o propias del proceso de compostaje (amoníaco, ácidos orgánicos, óxido de etileno, fenoles) (Moreno y Moral, 2008).

**Tabla V.14. Análisis medio de fitotoxicidad del material bioestabilizado resultante.**

MATERIAL	Dilución	% Germinación relativo (PGR)	Crecimiento de la radícula relativo (agua) (CRR)	% IG	Valoración
<b>Ensayo 1</b>					
TESTIGO	Agua destilada	100,00	100,00	100,00	NF
	1_05	0,00	0,00	0,00	AF
	1_10	18,33	22,94	4,21	AF
BLANCO	1_15	76,67	42,49	32,58	AF
	1_05	1,67	6,08	0,10	AF
	1_10	55,00	26,36	14,50	AF
MATERIAL ESTUDIO	1_15	70,00	40,80	28,56	AF
<b>Ensayo 2</b>					
TESTIGO	Agua destilada	100,00	100,00	100,00	NF
	1_05	5,00	30,58	1,53	AF
	1_10	15,00	30,05	4,51	AF
BLANCO	1_15	63,33	47,75	30,24	AF
	1_05	3,33	7,29	0,24	AF
	1_10	100,00	56,39	56,39	MF
MATERIAL ESTUDIO	1_15	100,00	54,69	54,69	MF
<b>Ensayo 3</b>					
TESTIGO	Agua destilada	100,00	100,00	100,00	NF
	1_05	5,00	12,09	0,60	AF
	1_10	33,33	45,59	15,20	AF
BLANCO	1_15	81,67	48,92	39,95	AF
	1_05	3,33	3,65	0,12	AF
	1_10	41,67	33,90	14,13	AF
MATERIAL ESTUDIO	1_15	96,67	47,39	45,81	AF

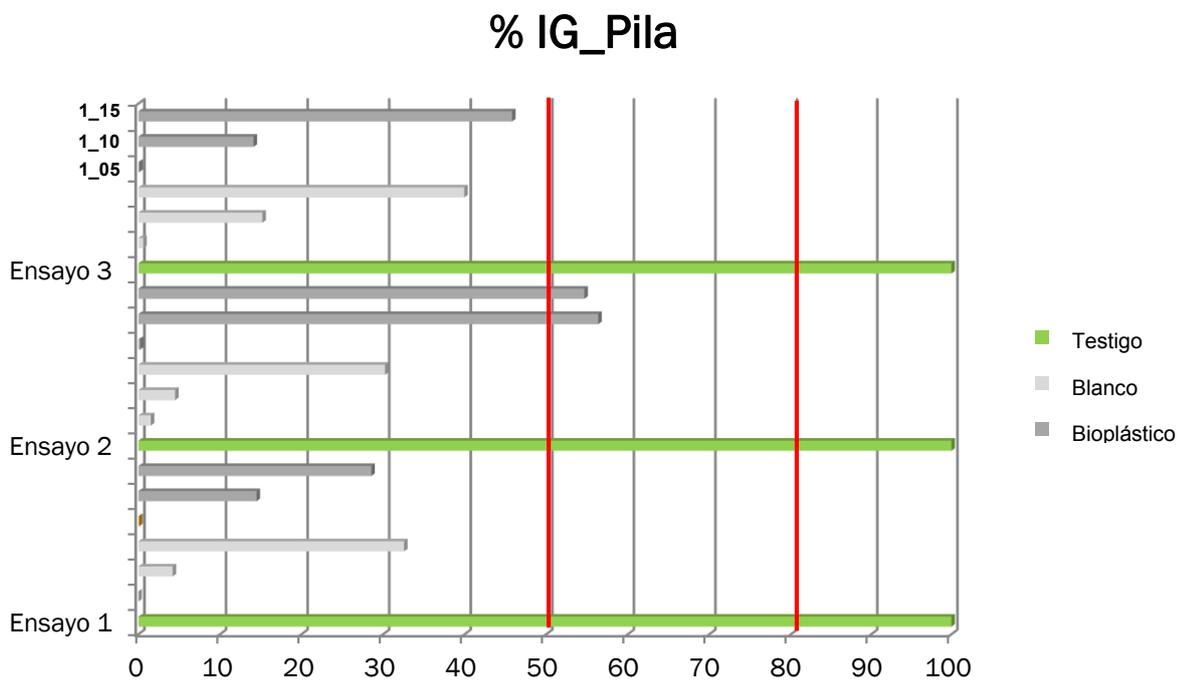


Figura V.7. IG medios obtenidos por ensayo.

### 5.1.3. Compostaje en túnel

En este punto se exponen los resultados obtenidos del estudio de compostaje en túnel, divididos en análisis de la calidad de la FORSU inicial (caracterizaciones y análisis físico-químico), niveles de degradación y desintegración de las bolsas de estudio y análisis de la calidad del MB final (análisis físico-químico e IG).

#### A) Caracterización de la FORSU

Las caracterizaciones de la FORSU mostraron una importante presencia de plásticos en las categorías “otros plásticos” y “plásticos tipo film”, tanto en bolsa de un solo uso como otros formatos. También se encontraron en cantidades importantes las “celulosas”, el “vidrio” y el “P/C”, y en menor medida envases de “aluminio” y “acero” (Tabla V.15).

Dentro de la familia de los plásticos se identificaron diferentes categorías predominando el PEBD (Films), y en menor medida PP y PS. Huerta-Puyol et al. (2010) realizaron un análisis del contenido de metales pesados de diversos tipos de bolsas y determinaron que las tradicionales bolsas de plástico para la recogida de los residuos elaboradas principalmente con PE pueden llegar a contener elevadas concentraciones de Cr ( $87 \pm 43$  mg/kg), Pb ( $458 \pm 254$  mg/kg) y Fe ( $106 \pm 57$  mg/kg), asociados a la tradicional coloración de dichas bolsas. Sin embargo, las bolsas tipo supermercado, film mayoritario de la caracterización (Tabla V.15), normalmente predomina el color blanco quedando reflejado en el contenido de Cr ( $1,5 \pm 0,5$  mg/kg) y Pb ( $34 \pm 11$  mg/kg) que se reduce considerablemente. En el mismo estudio las bolsas tipo supermercado destacaron por la presencia de Zn ( $131 \pm 45$  mg/kg) y Cu ( $112 \pm 42$  mg/kg), este último asociado a la coloración azul de algún dibujo o logo que habitualmente presentan estas bolsas (minoritario frente al blanco).

Posteriormente Huerta-Puyol et al. (2011) desarrollaron un segundo análisis que soporta la idea de la migración de metales pesados desde los residuos inertes hacia la FO, y que tendría lugar incluso antes del inicio del proceso, es decir, desde la permanencia del residuo mezclado en el cubo de basura hasta su separación mecánica en planta. Por lo tanto, considerando estas premisas, cabría esperar que en los análisis de la FORSU (Tabla V.16) y del MB (Tabla V.19) se detectara la

presencia destacada de Zn y Cu procedente de los materiales plásticos no biodegradables identificados en las caracterizaciones.

Por otro lado, el contenido de latas, tanto de aluminio como de acero, podrían contribuir al aumento de la concentración de Cr (Cr total y Cr (VI)) procedente de la pasivación en la superficie de la lata. Además, estas latas podrían igualmente sufrir corrosión en contacto con los ácidos de la FO en descomposición, y liberar parte del Fe y el Al que las forman.

Tabla V.15. Caracterización de la FORSU

Material	ENSAYO 1    ENSAYO 2    ENSAYO 3			$\xi$	$\sigma$
	%Peso				
<b>Material Solicitado (Envases):</b>					
PET	0,2	0,06	0,92	0,39	±0,46
PEAD Natural	0,01	0	0,12	0,04	±0,07
PEAD Color	0,21	0,09	0,43	0,24	±0,17
PVC	0	0	0,01	0,00	±0,01
Film (excepto bolsas de un solo uso)	0,26	2,09	0,68	1,01	±0,96
Film bolsas de un solo uso	0,84	0,73	2,59	1,39	±1,04
Resto de Plásticos (1)	1,29	0,85	4,17	2,10	±1,80
Acero	0,3	0	1,28	0,53	±0,67
Aluminio	0,29	0,25	1,56	0,70	±0,75
Cartón para bebidas	0,28	0,11	0,7	0,36	±0,30
Madera	0	0,06	0	0,02	±0,03
<b>Material No Solicitado:</b>					
Materia orgánica	38,3	55,44	43,86	45,87	±8,74
Restos de jardín y podas	25,45	17,91	1,3	14,89	±12,36
Celulosas (2)	4,78	4,85	6,13	5,25	±0,76
Textiles	0,3	0,67	0,91	0,63	±0,31
Madera no envase	0,53	0,09	1,13	0,58	±0,52
Madera Envase Comercial/Industrial	0	0	0,23	0,08	±0,13
Vidrio (envases) (3)	7,18	1,54	10,91	6,54	±4,72
Plásticos No Envase (exceto Film Bolsa de Basura)	0,61	0,55	2,12	1,09	±0,89
Film bolsa basura	0,11	0,06	0,02	0,06	±0,05
Plásticos Envase Comercial/Industrial (exceto Film)	0	0	0	0,00	±0,00
Film Comercial/Industrial	0	0	0	0,00	±0,00
Restos de obras menores	0,12	0,43	2,09	0,88	±1,06
Acero no envase	0,06	0,05	0,14	0,08	±0,05
Acero Envase Comercial/Industrial	0	0	0	0,00	±0,00
Aluminio no envase	0	0	0,05	0,02	±0,03
Aluminio Envase Comercial/Industrial	0	0	0	0,00	±0,00
Otros (indicar significativos) (4)	16,32	9	14,36	13,23	±3,79
Papel/Cartón:	2,58	5,18	4,29	4,02	±1,32
Papel Impreso	0,72	1,73	1,51	1,32	±0,53
Envase Doméstico con Punto Verde	0,79	1,13	2,39	1,44	±0,84
Envase Doméstico sin Punto Verde	0,66	0,52	0,3	0,49	±0,18
Envase Comercial con Punto Verde	0,2	0,35	0,09	0,21	±0,13
Envase Comercial sin Punto Verde	0,21	1,45	0	0,55	±0,78
<b>Material Solicitado (Envases):</b>	<b>3,67</b>	<b>4,23</b>	<b>12,45</b>	6,78	±4,92
<b>Material No Solicitado :</b>	<b>96,33</b>	<b>95,77</b>	<b>87,55</b>	93,22	±4,92
<b>Total</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	100,00	±0,00

Nota. (1) "Otros plásticos" como PS, PP, redes para la fruta, EPS. (2) "Celulosas": celulósicos y textil sanitario. (3) "Vidrio": Blanco y color. (4) "Otros": Restos de medicamentos, restos de aparatos eléctricos y/o electrónicos, líquido contenido en envases, multimateriales, cerámica, sólido contenido en envase, espumas, restos hospitalarios, bombillas, piedras, cartucho, cera de vela, vidrio no envase, plastilina, pila, material inclasificable del que se ha retirado la totalidad de la fracción envase.

## B) Análisis físico-químico de la FORSU

En los análisis de la FORSU se obtuvo que la relación C/N ( $16,13 \pm 0,80$ ) se encontraba dentro de los valores normales ( $20,0 \pm 3,80$ ) (López et. al, 2014). El contenido en nutrientes (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P, K, Ca y Mg) presentó tendencia a valores bajos con gran variabilidad en los resultados, reflejado en las desviaciones típicas. Según los resultados obtenidos, la FORSU de Arenas de S.P. presentó niveles especialmente bajos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ( $14,82 \pm 12,94$  ppm), P ( $1691,16 \pm 1425,386$ ) y K ( $6060,31 \pm 5738,19$ ) (Tabla V.16). Si se toma como referencia la concentración media de estos nutrientes en los restos de comida y jardín (Tchobanoglous et al., 1994) se tiene que incluso los resultados estuvieron por debajo de las concentraciones medias de estos nutrientes en ambas tipologías de residuos.

En cuanto al contenido de metales pesados se obtuvieron valores elevados de Cr total ( $18,87 \pm 15,32$  ppm), Zn ( $85,54 \pm 83,38$  ppm) y Mn ( $128,31 \pm 58,91$  ppm) comparados con valores de referencia (Huerta-Puyol et al., 2011). La presencia de Zn podría estar relacionada con los restos de bolsas de plástico de un solo uso tal y como se apuntó en el análisis de la caracterización (Tabla V.15). Sin embargo, no se ha detectado una concentración de Cu relevante ( $18,70 \pm 8,90$  ppm), en principio también asociado a las bolsas de plástico de un solo uso. La concentración de Cu identificada es similar al contenido de este metal en los suelos agrícolas y praderas de España (Rodríguez et al., 2009) por lo que se concluye que no ha habido una transferencia relevante de Cu durante las fases previas al compostaje.

Se observa también que en el tercer ensayo el Cr está presente en mayor concentración ( $29,70$  ppm), coincidiendo con la caracterización de latas de acero y aluminio del mismo ensayo, superior respecto a los ensayos 1 y 2 (Tabla V.15).

Se detecta también la presencia de Cr (VI) ( $1,14 \pm 0,90$  ppm) con la previsión de que aumente durante el proceso, al igual que el resto de metales pesados identificados.

La presencia de Fe ( $5119,23 \pm 860,97$  ppm) fue superior a la concentración media utilizada de referencia (Tabla V.6). El origen del Fe en la FORSU de Arenas de S. P. podría provenir tanto de la corrosión de las latas de acero durante el periodo de almacenamiento en el cubo de basura, contenedor y transporte, como del deterioro

de los equipos de separación mecánica y transporte en planta. En este sentido cabe señalar que en el proceso de afino de las UC se identificaron latas de bebida con una evidente corrosión.

Tabla V.16. Análisis físico-químico de la FORSU a compostar

PARÁMETROS	ENSAYO 1    ENSAYO 2    ENSAYO 3			$\xi$	$\sigma$
	MO FRESCA				
<b>pH</b>	6,45	6,65	5,33	6,143	0,711
<b>Conductividad mS/cm</b>	4,13	6,4	14,51	8,347	5,457
<b>Humedad %</b>	36,73	50,3	35,79	40,940	8,120
<b>Materia seca %</b>	63,27	49,7	64,21	59,060	8,120
<b>Nitrógeno total % s.m.s</b>	1,31	1,76	2,25	1,773	0,470
<b>Materia orgánica total % s.m.s</b>	38,16	82,50	57,97	59,543	22,212
<b>relación C/N</b>	16,89	16,20	15,3	16,130	0,797
<b>N-NH4 ppm</b>	26,95	16,30	1,20	14,817	12,939
<b>N-NO3 ppm</b>	302,20	6,20	43,5	117,300	161,211
<b>Fósforo ppm</b>	52,44	2377,55	2643,48	1691,157	1425,386
<b>Potasio ppm</b>	1450,55	12487,01	4243,38	6060,313	5738,188
<b>Calcio ppm</b>	1225,10	37309,03	43595,51	27376,547	22864,898
<b>Magnesio ppm</b>	250,99	3413,84	1757,60	1807,477	1582,015
<b>Cadmio ppm</b>	1,27	0	0	0,423	0,733
<b>Cobre ppm s.m.s</b>	17,13	10,70	28,28	18,703	8,895
<b>Niquel ppm s.m.s</b>	24,75	0	4,09	9,613	13,267
<b>Plomo ppm s.m.s</b>	7,76	0,40	18,70	8,953	9,208
<b>Hierro ppm s.m.s</b>	4414,15	4864,81	6078,75	5119,237	860,972
<b>Cromo ppm s.m.s</b>	-	8,03	29,70	18,865	15,323
<b>Manganeso ppm s.m.s</b>	175,41	147,27	62,26	128,313	58,909
<b>Zinc ppm s.m.s</b>	166,57	0	90,04	85,537	83,376
<b>Mercurio ppm s.m.s</b>	0,94	0	0	0,313	0,543
<b>Cromo VI ppm s.m.s</b>	2,11	0,96	0,34	1,137	0,898
<b>% Nitrógeno orgánico</b>	-	1,76	2,25	2,005	0,346

### C) Degradación del material de estudio

---

Las muestras de bolsas de estudio que se rescataron tras el afino de las UC se observaron en el microscopio electrónico con el objeto de identificar las características degradativas del polímero en su superficie. Al igual que las muestras rescatadas tras el compostaje en pila, los fragmentos de bolsa degradados mostraron una degradación del polímero superficial, dispuesto en capas, en las que las más superficiales se degradan en primer lugar dejando expuestos los siguientes niveles (Figura V.8 y 9).

Además, se observaron fracturas o grietas en la superficie del film, seguramente coincidentes con la degradación del polímero en aquellos enlaces más susceptibles de hidrolizarse, y que coinciden con las zonas menos estructuradas y amorfas del polímero (Nikolic and Djoulagie, 2001) por ejemplo el grupo éster. Igualmente se observó (vista del rasgado) que la estructura interna de la bolsa no presenta signos visibles de degradación (Puglia et al., 2013) tras ser rasgada (Figura V.8).

Los fragmentos de bolsa recuperados se encontraron en un estado quebradizo y frágil a la manipulación. Según Bitinis et al. (2014) la degradación física y/o química del polímero puede conducir a una pérdida de flexibilidad debido a un incremento de la cristalización del polímero

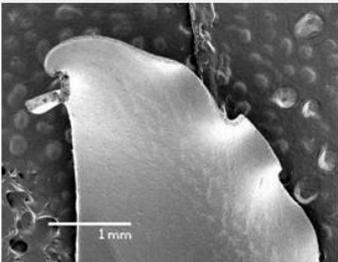
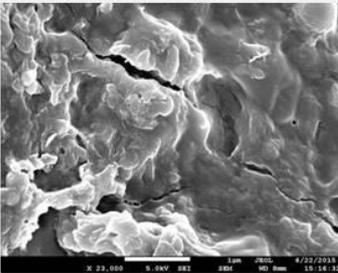
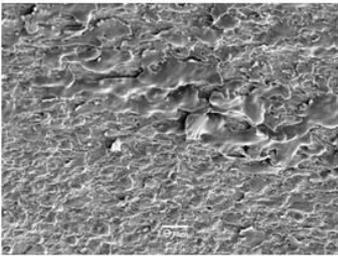
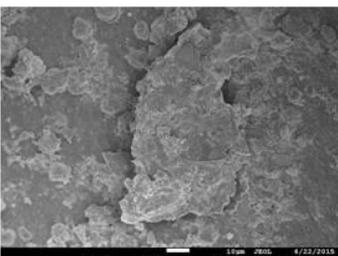
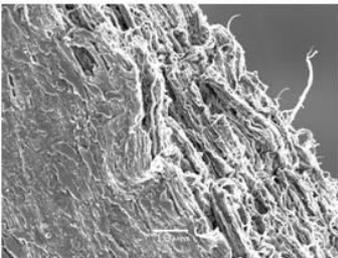
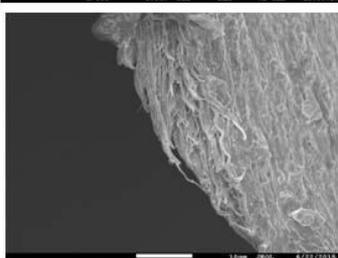
Descripción	0 días compostaje	32-38 días compostaje
Vista general de la superficie del polímero (1 mm-1 $\mu$ m )		
Vista detalle de la superficie del polímero (10 $\mu$ m)		
Vista detalle del perfil tras rasgado del polímero (10 $\mu$ m)		

Figura V.8. Imágenes de las bolsas de estudio antes y después de su compostaje en túnel.

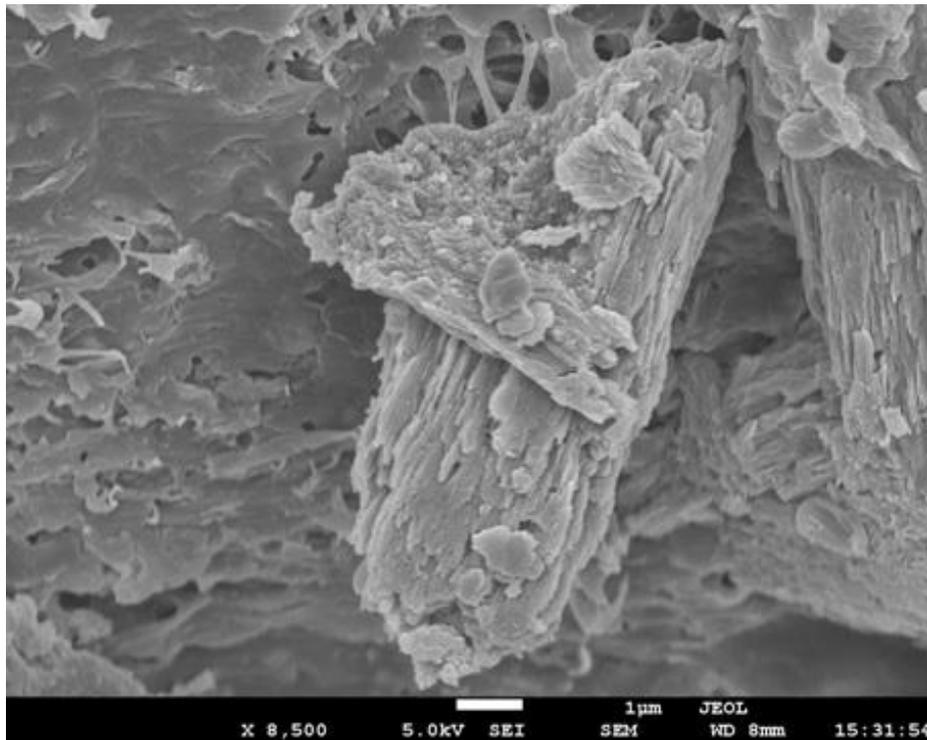


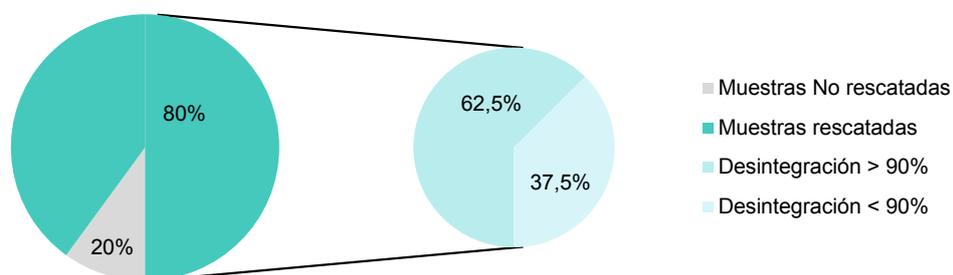
Figura V.9. Degradación superficial de las bolsas de estudio.

#### D) Desintegración

Los ensayos contemplaron la fase de fermentación en túnel y la fase de enfriamiento y maduración en pila abierta. El proceso de compostaje comprendió aproximadamente unos 38 días, destinando 20 para la fase fermentativa y 18 días para la fase de enfriamiento y maduración.

Se lograron rescatar el 80% de las UC, perdiendo la UC<sub>1</sub>/m y UC<sub>2</sub>/e del primer y segundo ensayo respectivamente. Después de cribar, lavar y secar las muestras no desintegradas, se tomaron los pesos y se calculó el porcentaje de desintegración (%D) por UC (Tabla V. 17).

En términos generales se obtiene que el 62,5% de las muestras rescatadas alcanzaron un %D del 100% y el 37,5% alcanzaron un %D por debajo del 90% (UNE 13432:2001) (Figura V.11.). Las bolsas de estudio alcanzaron un %D medio de **86,36% ± 0,151** en los túneles del CTR de Arenas de San Pedro.



**Figura V.10. Muestras rescatadas y %D al final del ensayo.**

Aunque la mayoría de las muestras (62,5%) han alcanzado el 100% de %D, el 37,5% se alcanzaron valores notablemente más bajos (48-67%). Además, estas diferencias no parecen estar relacionadas con la ubicación en el túnel (entrada, medio o fondo) ya que comparando los tres ensayos no se aprecia un patrón de comportamiento que así lo demuestre sino que se presentan de forma aleatoria (Tabla V.17).

Tabla V.17. Desintegración las bolsas de estudio tras su compostaje en túnel

UBICACIÓN TUNEL	Ensayo 1				Ensayo 2				Ensayo 3				%D- ubicac.	$\sigma$	
	P <sub>si</sub>	P <sub>si</sub> TOTAL	P <sub>sf</sub>	%D1	P <sub>si</sub>	P <sub>si</sub> TOTAL	P <sub>sf</sub>	%D2	P <sub>si</sub>	P <sub>si</sub> TOTAL	P <sub>sf</sub>	%D3			
ENTRADA	7,40	22,03	0,00	100%	7,45	22,11	—	—	7,29	21,76	7,18	67,0%	83,5%	0,233	
	7,38				7,40				7,20						
	7,25				7,26				7,27						
MEDIO	7,40	21,95	—	—	7,35	22,20	0,00	100%	7,45	22,21	0,00	100%	100%	-	
	7,20				7,47				7,41						
	7,35				7,38				7,35						
MEDIO_2	(no se introdujo)				7,36	21,78	8,24	62,2%	(no se introdujo)						
				7,23											
				7,19											
FONDO	7,27	21,97	0,00	100%	7,29	22,12	11,49	48,1%	7,38	21,90	0,00	100%	82,7%	0,300	
	7,25				7,43				7,23						
	7,45				7,40				7,29						
$\xi$	100,00%				70,07%				89,00%						
$\sigma$	-				0,269				0,1905						
<b>%D Total</b>	<b>86,36%</b>														
$\sigma$	0,151														

Nota. La “-“ simboliza que la UC no se rescató. En el ensayo 2 se consideró introducir una UC más en la zona del medio del túnel (MEDIO\_2) para garantizar obtener al menos una UC de la zona central.

## E) Análisis físico-químico del material bioestabilizado

El MB resultante del compostaje en túnel en la planta de Arenas de S. P. se compara igualmente con los valores límite recogidos por el *RD 506/2013 de productos fertilizantes* (Tabla V. 10) y los rangos normales recopilados por diversos estudios para el análisis de la calidad del MB en diferentes plantas de residuos (Tabla V.6).

### i. Comparación de resultados con valores de referencia y analítica inicial de la FORSU

Las muestras de MB analizadas presentan una %MOT y C/N dentro de los valores recomendados por el RD, sin embargo, el contenido de %H ( $16,54 \pm 6,96$  y  $21,39 \pm 12,15$ ) es bajo (*RD 506/2013 de productos fertilizantes*), inferior al 25% indicado por Huerta-Puyol et al. (2010b) como excesivamente bajo. También se observa un pH por debajo de 7 en la mayoría de las muestras ( $6,09 \pm 0,35$  y  $6,41 \pm 0,28$ ) (Tabla V.19), cuando lo habitual en este tipo de productos es que se encuentre entre 7,0 – 8,5. Los pH por debajo de 7 pueden deberse al inicio de la nitrificación asociado a la fase de maduración avanzada (Huerta-Puyol et al., 2010b) o por el contrario a una falta de madurez del producto.

La pérdida media de MOT durante el proceso ha sido del  $39,04\% \pm 25,12\%$ , encontrándose dentro de valores normales para el compostaje de la FORSU, pero con gran variabilidad entre ensayos. Durante el proceso de compostaje de la FORSU se pierde entre el 30% y 70% de MOT (Huerta-Puyol et al., 2010b).

El contenido de nutrientes en ambos tipos de MB, blanco y con bolsas de estudio, entran dentro de la normalidad (Tabla V.11). Si bien, la concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  ( $14,11 \pm 1,54$  ppm y  $14,63 \pm 4,39$  ppm) se encuentra por debajo de los valores habituales en este tipo de producto (Tabla V. 19). Se obtiene que los nutrientes como el P, Ca y Mg, y en menor medida el K, elevan su concentración inicial tras el compostaje. Lo normal es que tras la biodegradación de la MO se liberen los micronutrientes atrapados en las moléculas orgánicas complejas (Moreno y Moral, 2008).

Por otro lado, la concentración de metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb, Cr, Mn y Zn) en ambos tipos de MB es muy baja, por debajo de los valores normales que se suelen obtener en el MB (Tabla V.11). Si se atiende a los valores límite para metales pesados establecidos en el RD 506/2013 se tiene que todos se encuentran por debajo de las concentraciones definidas para la categoría "A" salvo el Hg ( $44,50 \pm 74,89$  y  $63,83 \pm 57,99$ ) y el Cr VI ( $1,13 \pm 1,33$  y  $1,15 \pm 1,55$ ) (Tabla V. 19) que sobrepasan en ambos casos las concentraciones límite asociadas a la categoría "C".

Si se compara con el análisis inicial de la FORSU se obtiene que el Cu, Pb, Mn, Zn y Hg aumentaron su concentración en el MB, mientras que el Cd y el Cr disminuyeron levemente de su concentración. Al igual que sucede con los nutrientes, lo normal en un proceso de compostaje es que la concentración de metales pesados aumente debido a la biodegradación de la MO y a la degradación de los materiales inertes bajo temperatura elevadas y presencia de ácidos/bases con cierto poder de corrosión (Moreno y Moral, 2008; López et al., 2014). Por otro lado, el Ni y el Cr VI se han mantenido aproximadamente en la misma concentración inicial. Se detectó la presencia puntual de Salmonella en las muestras del blanco.

## ii. Comparación del material bioestabilizado con las bolsas de estudio frente al blanco

Si se comparan ambos tipos de MB se obtiene que ambos apenas presentan diferencias en los parámetros generales como el pH, %H, Ce, %NT; %MOT, C/N, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Tabla V. 19). Tampoco se apreciaron diferencias significativas en función de la ubicación de las UC en el túnel, tanto en las que contuvieron las bolsas de estudio como en los blancos. No obstante, la variabilidad de los resultados reflejado en las desviaciones típicas dificulta obtener resultados concluyentes (Tabla V.20).

Para completar el análisis de resultados se realizó un análisis estadístico de los mismos que facilite su interpretación y la obtención de conclusiones en base a la totalidad de los datos obtenidos (apartado 5.2).

**Tabla V.18. Análisis físico-químico medio del material bioestabilizado resultante sin distinción en la ubicación de las muestras en el túnel.**

PARÁMETROS	$\xi$	$\sigma$	$\xi$	$\sigma$
	BLANCO		MUESTRA	
<b>pH</b>	6,09	0,346	6,41	0,282
<b>Conductividad mS/cm</b>	5,16	2,592	5,76	1,631
<b>Humedad %</b>	16,54	6,964	21,39	12,151
<b>Materia seca %</b>	83,46	6,964	78,61	12,151
<b>Nitrógeno total % s.m.s</b>	1,51	0,486	1,55	0,533
<b>Materia orgánica total % s.m.s</b>	38,69	5,343	41,60	7,138
<b>relación C/N</b>	14,37	0,280	13,87	2,097
<b>N-NH4 ppm</b>	14,11	1,537	14,63	4,391
<b>N-NO3 ppm</b>	31,79	22,541	29,87	12,730
<b>Fósforo ppm</b>	6921,39	7637,877	2531,21	545,945
<b>Potasio ppm</b>	6093,55	3165,627	5154,48	2089,408
<b>Calcio ppm</b>	53474,76	24267,791	47948,32	16345,760
<b>Magnesio ppm</b>	5117,50	3006,713	4687,27	2846,940
<b>Cadmio ppm</b>	0,00	0,000	0,00	0,000
<b>Cobre ppm s.m.s</b>	25,61	8,876	39,40	17,418
<b>Niquel ppm s.m.s</b>	4,18	0,926	13,60	15,429
<b>Plomo ppm s.m.s</b>	10,64	9,211	12,03	9,804
<b>Hierro ppm s.m.s</b>	7999,09	2935,861	9339,20	3295,716
<b>Cromo ppm s.m.s</b>	12,09	17,281	7,64	9,385
<b>Manganeso ppm s.m.s</b>	177,70	130,471	152,27	104,907
<b>Zinc ppm s.m.s</b>	142,66	61,512	169,34	87,429
<b>Mercurio ppm s.m.s</b>	44,50	74,887	63,83	57,991
<b>Cromo VI ppm s.m.s</b>	1,13	1,330	1,15	1,547
<b>Escherichia coli UFC/g</b>	14,44	25,019	223,17	277,584
<b>Salmonella UFC/g</b>	3,67	6,351	0,00	0,000

Tabla V.19. Análisis físico-químico medio del MB resultante teniendo en cuenta la ubicación de las muestras en el túnel.

PARÁMETROS	MO FRESCA	BLANCO			MUESTRA		
		E	M	F	E	M	F
pH	6,14	5,51	6,52	6,40	6,53	6,18	6,46
Conductividad mS/cm	8,35	5,34	4,78	6,18	5,01	6,40	6,03
Humedad %	40,94	8,06	12,28	36,59	32,61	15,80	19,21
Materia seca %	59,06	90,56	91,03	63,41	67,39	84,20	80,79
Nitrógeno total % s.m.s	1,77	1,61	1,51	1,79	1,75	1,83	1,31
Materia orgánica total % s.m.s	59,54	35,40	41,56	39,85	49,79	38,17	38,60
relación C/N	16,13	14,12	14,63	14,50	13,10	15,60	13,44
N-NH4 ppm	14,82	19,10	14,12	8,15	13,05	15,20	13,47
N-NO3 ppm	117,30	30,53	42,67	46,30	22,10	41,23	28,00
Fósforo ppm	1691,16	2503,27	9150,84	2359,97	3378,45	2660,79	1634,32
Potasio ppm	6060,31	7098,81	5113,55	3650,39	7019,97	4311,90	3952,14
Calcio ppm	27376,55	50024,25	55594,48	34165,91	54774,71	45284,93	41188,20
Magnesio ppm	1807,48	6096,21	4704,19	3101,78	5204,97	4361,29	3839,49
Cadmio ppm	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cobre ppm s.m.s	18,70	21,90	30,07	30,98	41,95	59,42	23,48
Niquel ppm s.m.s	9,61	2,18	4,86	5,63	22,74	22,38	1,76
Plomo ppm s.m.s	8,95	9,49	17,00	7,64	7,21	18,85	11,68
Hierro ppm s.m.s	5119,24	7492,51	7579,56	8150,64	11835,76	11780,09	4941,37
Cromo ppm s.m.s	18,87	4,78	10,95	23,24	2,63	5,33	14,26
Manganeso ppm s.m.s	128,31	159,41	182,12	93,56	185,00	126,82	118,61
Zinc ppm s.m.s	85,54	108,16	145,91	223,29	189,25	269,78	86,20
Mercurio ppm s.m.s	0,31	45,08	66,52	0,00	50,53	110,04	21,70
Cromo VI ppm s.m.s	1,14	1,12	0,87	0,48	1,48	0,28	1,20
Escherichia coli UFC/g	270,00	0,00	0,00	65,00	920,00	0,00	11,00
Salmonella UFC/g	0,00	0,00	5,50	0,00	0,00	0,00	0,00
% Nitrógeno orgánico	2,01	1,60	1,50	1,79	1,75	1,82	1,30

Nota. E: zona de entrada del túnel; M: zona media del túnel; F: zona media del túnel.

## F) Análisis fitotóxico del material bioestabilizado

El análisis de fitotoxicidad completa el estudio de la calidad del MB en túnel. Esta metodología se basó en criterios de valoración de la toxicidad en función de tres niveles (Tabla V. 13).

El IG del testigo ha sido de un 100%, en los 3 ensayos, con un crecimiento homogéneo de las plántulas y con el hipocotilo y la radícula bien desarrollados.

El 55,56% de las muestras de MB analizadas presentó fitotoxicidad elevada (AF), el 33,33% alcanzó una fitotoxicidad moderada (MF) y el 11,11% resultaron IG por encima del 80% (Tabla V.20 y Figura V.12). De los tres ensayos, el primero es el que presentó los valores de IG más elevados (46,13% a 87,93%) y el segundo ensayo los IG más bajos (2,01% a 63,86%).

En los tres ensayos apenas se apreciaron diferencias entre los IG de los blancos y los que contienen bolsas de estudio, por lo que se demuestra que éstas no aportaron mayor fitotoxicidad que la que pudiera contener el propio MB (Tabla V.20).

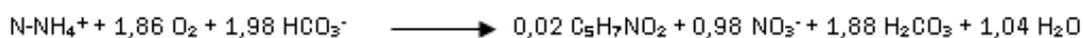
Se recuerda que las bolsas de estudio cumplieron con los niveles mínimos de metales pesados que establece la norma UNE 13432:2001 (Tabla IV.3), por lo que según éstos las bolsas no aportaron cantidades importantes de metales pesados definidos que pudieran perjudicar la calidad del MB. No obstante, se admite cierto aporte de metales cumpliendo con los niveles mínimos además de otros no regulados por la norma y que contienen las bolsas de estudio como por ejemplo el Ti (8059 ppm) (Tabla IV.1), química y biológicamente inerte.

Por lo tanto, el resultado del bioensayo aplicado al MB de túnel muestra que la presencia de las bolsas de estudio no fueron las responsables de la fitotoxicidad ya que como se ha dicho, apenas se aprecian diferencias significativas entre ambos tipos de MB.

Esta fitotoxicidad podría deberse a diversas causas, bien por sustancias originadas durante el proceso de compostaje como el amoniaco, ácidos orgánicos, óxido de etileno y fenoles, o bien a compuestos tóxicos contenidos en el material que se destina a compostaje tales como sales, metales pesados y fenoles hidrosolubles (Moreno y Moral, 2008).

A nivel general se ha observado que la dilución del extracto de MB favorece la germinación de las semillas de *Lactuca* obteniendo IG más elevados con dilución 1\_15 e IG más bajos con la dilución 1\_05. Por esta razón se concluye que los fitotóxicos presentes en ambos tipos de MB, blanco y con bolsas, no son tóxicos resistentes a bajas concentraciones (Gariglio et al., 2002).

En los resultados de los análisis físico-químicos y microbiológicos del MB se obtuvieron pH bajos y concentraciones elevadas de Hg y Cr (VI) fuera de los valores máximos admitidos por el RD 506/2013 de productos fertilizantes. El pH bajo podría deberse a la presencia de ácidos orgánicos en el compost fruto de los procesos de biodegradación en el compostaje e indicadores de falta de madurez del MB. Un pH bajo también podría deberse, como se ha comentado, a un proceso de nitrificación en la fase de maduración habitual en procesos de compostaje avanzados y que podría justificar la reducida concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  en las muestras de MB (Huerta-Puyol, 2010b; Sanchez-Monedero et al., 2001; Cáceres et al., 2006). Esta fase produce ácidos orgánicos que bajan el pH del compost (Figura V.11).



**Figura V.11. Ecuación de nitrificación.** (Fuente: Huerta-Puyol (2010b))

**Tabla V.20. Análisis medio de fitotoxicidad del material bioestabilizado sin distinción en la ubicación de las muestras en el túnel.**

MATERIAL	Dilución	% Germinación relativo (PGR)	Crecimiento de la radícula relativo (agua) (CRR)	% IG	Valoración
<b>Ensayo 1</b>					
TESTIGO	Agua destilada	100,00	100,00	100,00	NF
	1_05	95,83	69,06	66,68	MF
	1_10	97,50	81,05	79,10	MF
BLANCO	1_15	100,00	87,93	87,93	NF
	1_05	90,00	50,81	46,13	AF
	1_10	100,00	80,75	80,75	NF
MATERIAL ESTUDIO	1_15	98,33	80,16	78,82	MF
<b>Ensayo 2</b>					
TESTIGO	Agua destilada	100,00	100,00	100,00	NF
	1_05	32,50	5,36	2,01	AF
	1_10	78,33	35,39	32,01	AF
BLANCO	1_15	97,08	65,67	63,86	MF
	1_05	32,50	4,78	2,53	AF
	1_10	99,17	54,44	53,98	MF
MATERIAL ESTUDIO	1_15	76,67	41,67	35,86	AF
<b>Ensayo 3</b>					
TESTIGO	Agua destilada	100,00	100,00	100,00	NF
	1_05	41,24	23,47	17,53	AF
	1_10	93,26	51,52	48,25	AF
BLANCO	1_15	89,42	67,71	64,04	MF
	1_05	41,24	23,47	17,53	AF
	1_10	95,56	45,80	45,09	AF
MATERIAL ESTUDIO	1_15	91,11	53,74	47,80	AF

Nota. AT: Alta Toxicidad; MT: Moderada Toxicidad; NT: No Toxicidad

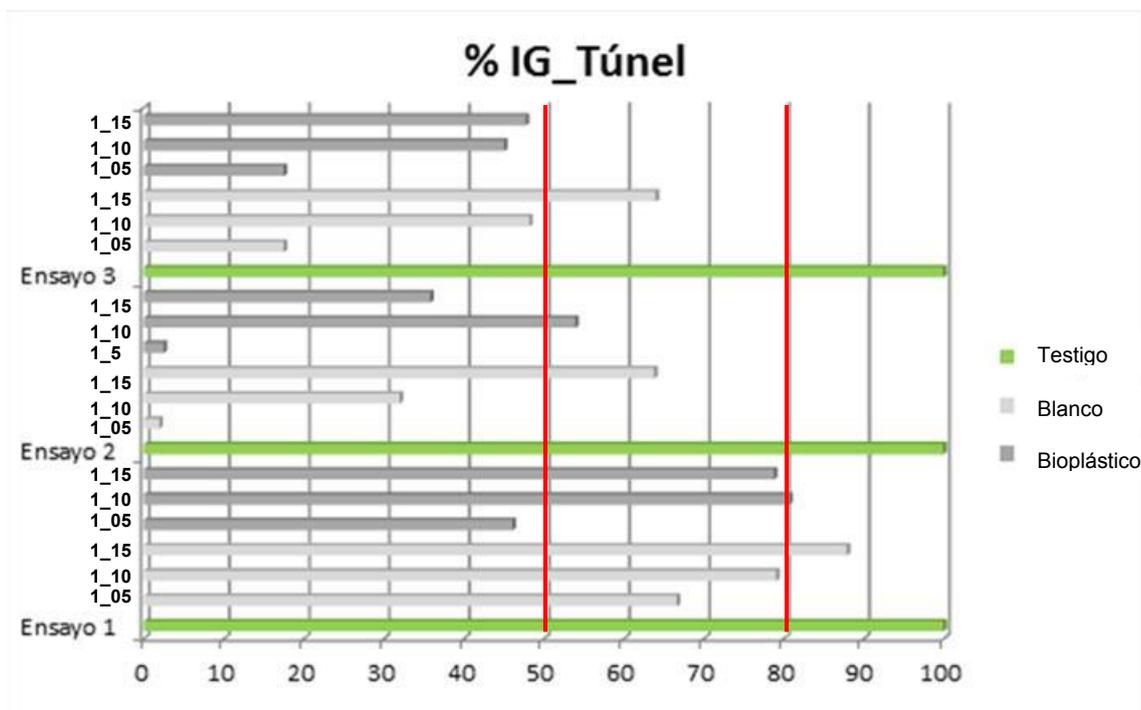


Figura V.12. IG medios obtenidos por ensayo.

## 5.2. Análisis estadístico de resultados

El análisis estadístico de los datos pretende responder a las siguientes preguntas:

1. ¿La calidad del residuo de partida, FORSU, ha influido en el nivel de degradación alcanzado por las bolsas de estudio?.
2. ¿Existe alguna relación estadísticamente significativa entre la técnica de compostaje aplicada, pila y túnel, y el nivel de degradación alcanzado por las bolsas de estudio?.
3. ¿La presencia de bolsas de estudio en compostaje ha ejercido algún efecto en la calidad del MB obtenido?.

Para contestar a estas tres preguntas principales se han realizado tres tipos de análisis de la varianza (ANOVA). La primera cuestión se resuelve con el análisis Tipo 1, que se basa en dos ANOVA que relacionan el porcentaje de desintegración de las bolsas (%D) (variable dependiente) con la presencia de impropios identificados en cada una de las caracterizaciones (IMPROPIOS-%D) y el análisis físico-químico del material de partida (FQ\_FORSU-%D) (factores).

La segunda cuestión se resuelve con el análisis Tipo 2, que consiste en un ANOVA que analiza la posible influencia de la técnica de compostaje (factor) y en el %D de las bolsas (variable dependiente) (TÉCNICA-%D).

Por último, la tercera pregunta se resuelve con un ANOVA que analiza si existe una influencia estadísticamente significativa entre la presencia de bolsas (BPL) (factor) y el análisis físico-químico del MB (BPL-FQ\_MB) y el IG (BPL-IG) (variables dependientes).

### 5.2.1. Metodología de análisis

Para la resolución del análisis estadístico se ha utilizado la herramienta Statgraphics Centurion XVI. Antes de realizar los tres tipos de análisis es importante identificar si los resultados obtenidos de los análisis F-Q de la FORSU y del MB, así como de las caracterizaciones y del IG de ambas plantas podrían considerarse que forman parte de la misma muestra. Si esta afirmación se demuestra sería posible

tratar los datos obtenidos en ambas plantas de compostaje conjuntamente para los análisis ANOVA (salvo para el análisis Tipo 2).

Para la resolución de esta primera fase se ha realizado una comparación de medias en la que la hipótesis nula ( $H_0$ ) supone que las medias de ambas muestras son iguales. Si el valor-P es inferior a 0,05 significa que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de ambas muestras con un nivel de confianza del 95%, y por lo tanto las muestras serían diferentes.

Se realizó una comparación de medias por cada uno de los parámetros analizados por cada el tipo análisis (%impropios, análisis F-Q\_FORSU, análisis F-Q\_MB e IG) en las dos plantas de compostaje. A los parámetros cuyas medias resultaron estadísticamente diferentes se les aplicó un ANOVA diferenciado por planta. Los parámetros cuyas medias cumplieron con la  $H_0$  se les aplicó el ANOVA sin diferenciar la planta de compostaje. De esta forma la cantidad de datos a analizar aumenta considerablemente ampliando la representatividad de los resultados.

A aquellos ANOVA que no cumplieron con los tres criterios de validez requeridos se les aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. Si el valor-P es inferior a 0,05 significa que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95,0% de confianza, por lo tanto, al igual que con el ANOVA, existiría relación de dependencia entre las variables analizadas. Los resultados del análisis completo se recogen en el anexo II

## 5.2.2. Análisis estadístico

### A) Comparación de medias

---

El análisis de comparación de medias identificó que el parámetro “%Otros” de las caracterizaciones y las concentraciones de Cd, Ni y Pb en la FORSU inicial así como el pH, K, Cd, Cu y Pb del MB correspondiente a los blancos obtuvieron un Valor-P inferior a 0,05, por lo tanto se rechaza la  $H_0$ . Se identifica que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias con un 95% de nivel de confianza (Tabla V. 21).

**Tabla V.21. Factores con diferencia estadísticamente significativa entre las medias obtenidas mediante el compostaje en la planta de Torija y la planta de Arenas de S. Pedro**

TIPO ANÁLISIS	FACTOR	VALOR-P
Tipo 1- Impropios	% Otros	0,00193773
Tipo 1- FQ_FORSU	Cd	0,00634769
	Ni	0,0142268
	Pb	0,0225089
Tipo 3- FQ_MB	pH	0,00511504
	K	0,0205921
	Cd	0,0112816
	Cu	0,0134201
	Pb	0,0482187
	<i>E. coli</i>	0,00
	<i>Salmonella</i>	0,00

## B) Análisis de la varianza

A continuación se presentan un resumen de los resultados ordenados por tipos de análisis:

### i. Análisis Tipo 1

El análisis Tipo 1 pretende identificar si existe relación estadísticamente significativa entre la variable dependiente “porcentaje de desintegración” (%D) y factores relativos a la calidad de la FORSU junto a la cual se mezclaron las bolsas de estudio. Se ha analizado de forma independiente el porcentaje de impropios y los diferentes parámetros físico-químicos.

Cabe recordar que los ensayos no se diseñaron para identificar la concentración de impropios y características físico-químicas a partir de las cuales se identificaría una influencia significativa en el %D de las bolsas de estudio, sino para identificar si con las caracterizaciones y analíticas reales, materializadas en dos plantas, las bolsas de estudio experimentarían diferencias en la %D en función de la técnica de compostaje aplicada, de la calidad del residuo inicial y del proceso de compostaje.

En este primer ANOVA se descartaron aquellos impropios que se consideraron inertes o inocuos en un proceso de descomposición orgánica además de aquellos que por presencia reducida no se han considerado relevantes como el vidrio, restos de obras menores o el papel/cartón.

Se tuvieron en cuenta para el análisis aquellos impropios que por su composición podrían aportar al MB compuestos que en determinadas concentraciones serían tóxicos o contaminantes, reduciendo la calidad del producto final. Los impropios se agruparon por tipo de material y similitud en el envase, creando otros factores que simplificaron y facilitaron la interpretación del análisis (Tabla V. 22).

**Tabla V.22. Nuevos grupos de materiales definidos para el análisis estadístico de los impropios**

<b>PARÁMETROS NUEVOS</b>	<b>PARÁMETROS AGRUPADOS</b>
% Bolsas de plástico	Film (excepto bolsas de un solo uso) Film bolsas de un solo uso
% Resto de plásticos	PET PEAD Natural PVC Restos de plásticos Plásticos no envase (excepto Film bolsa de basura) Film bolsa de basura Plásticos envase comercial/ industrial (excepto film comercial/industrial) Film comercial/industrial
% Acero	Acero envase Acero no envase Acero envase comercial/industrial
% Aluminio	Aluminio envase Aluminio no envase Aluminio envase comercial/industrial
% Otros*	El mismo que en la caracterización inicial.
<b>PARÁMETROS NO CONTEMPLADOS</b>	
Cartón para bebidas Madera envase Madera no envase Madera envase comercial/industrial Vidrio envases Restos de obras menores Papel/cartón	

\*Se le realizó un ANOVA diferenciado por planta de tratamiento de residuos.

La distribución de los residuos de los ANOVA no cumplió con la distribución normal requerida. Por lo tanto, se realizó el análisis de Kruskal-Wallis con el que se

obtuvo que los grupos de impropios analizados no presentan una diferencia significativa entre las medianas de cada uno de los niveles definidos, con un nivel de significancia del 95,0%. Por lo tanto, los impropios analizados según las concentraciones identificadas en ambas plantas en cada uno de los ensayos no presentan una relación estadísticamente significativa con el porcentaje de desintegración de las muestras (Tabla V.26).

En cuanto a los resultados de los ANOVA dirigidos al F-Q\_FORSU destaca que los factores %MOT, K y Mg obtuvieron un valor-P inferior a 0,05, mostrando que ejercen alguna influencia en el %D de las bolsas. Este resultado tiene sentido ya que es en la fracción orgánica donde crecen y se desarrollan los microorganismos que degradan el material orgánico. Por lo tanto, cabe esperar que cuanto mayor cantidad de MOT haya en la fracción a compostar, la actividad microbiológica será mayor y por tanto aumentará la capacidad biodegradativa del medio. En el mismo sentido los nutrientes K y Mg están directamente relacionados con la MOT, ya que se liberan durante el proceso de compostaje procedentes de las moléculas orgánicas complejas.

Los metales pesados no ejercen ninguna influencia sobre el %D en las concentraciones analizadas en la FORSU. No es el caso del Zn que parece ejercer cierta influencia en el %D (Tabla V. 23).

Tabla V.23. Resultado de prueba de Kruskal-Wallis para el análisis Tipo 1

	RELACIÓN DE ANÁLISIS	KRUSKAL-WALLIS (Valor-P)	INFLUENCIA FACTOR
IMPROPIOS	% BOLSAS PLASTICO-%D	0,0933179	X
	% RESTO PLASTICO-%D	0,656801	X
	% ACERO -%D	0,656801	X
	% ALUMINIO-%D	0,735383	X
F-Q-FORSU	% MOT-%D	0,00041328	√
	C/N -%D	0,503348	X
	P -%D	0,842488	X
	K -%D	0,00041328	√
	Ca -%D	0,0232194	√
	Mg -%D	0,00041328	√
	Cu -%D	0,901991	X
	Fe -%D	0,784791	X
	Cr -%D	0,0646265	X
	Zn -%D	0,00488988	√
	Cr VI -%D	0,600515	X

Nota. X: El factor no ejerce influencia sobre %D, √: El factor ejerce influencia sobre el %D. En rojo el Valor-P < 0,05.

Por otro lado, se realizaron igualmente los análisis de ANOVA y Kruskal –Wallis a los factores de %impropios y F-Q\_FORSU cuyas medias entre plantas de compostaje resultaron estadísticamente diferentes. En este caso los análisis se diferenciaron por planta de compostaje. Los resultados obtenidos en todos los casos han sido superiores a 0,05, indicando ausencia de cualquier influencia de dichos factores sobre el %D con un nivel de significancia del 95,0% (Tabla V.24).

**Tabla V.24. Resultados ANOVAS y Kruskal-Wallis, diferenciados por planta de tratamiento de residuos, aplicados a los factores que mostraron diferencias en la comparación de sus medias. Análisis Tipo 1.**

	RELACIÓN DE ANÁLISIS	ANOVA (Valor-P)	NORMALIDAD RESIDUOS (Valor-P)	VERIFICACIÓN VARIANZA (Valor -P)	INDEPENDENCIA RESIDUOS (autocorrelación)	KRUSKAL -WALLIS (Valor-P)	INFLUENCIA FACTOR
IMPROPIOS	% OTROS P-%D	0,8358	0,0	0,835795	-0,0522009	0,651261	x
	% OTROS T-%D	0,1552	0,301127	0,404297	0,271935	-	x
F-Q-FORSU	Cd P- %D	0,8357	0,0	0,835734	-0,0526801	0,651261	x
	Cd T- %D	0,4524	0,086994	-	0,293806	0,407943	x
	Ni P-%D	0,9971	0,0	0,997111	-0,0533652	0,876523	x
	Ni T-%D	0,5808	0,0601116	0,756518	0,375064	0,54406	x
	Pb P-%D	0,9971	0,0	0,997111	-0,0533652	0,876523	x
	Pb T-%D	0,3157	0,0630335	0,5927	0,362428	0,329441	x

Nota. T= Referente a la técnica de túnel o bien a la planta de Arenas de S. Pedro; P= Referente a la técnica de compostaje en pila o bien a la planta de Torija.

**b) Análisis Tipo 2**

El resultado de Kruskal-Wallis para el análisis de la influencia de la técnica de compostaje, pila o túnel, sobre el %D indica que el factor técnica no influye en la degradación final de las bolsas de estudio con un nivel de significancia del 95,0% (Tabla V. 25).

**Tabla V.25. Resultado de prueba de Kruskal-Wallis para el análisis Tipo 2**

	<b>RELACIÓN DE ANÁLISIS</b>	<b>KRUSKAL-WALLIS (Valor-P)</b>	<b>INFLUENCIA FACTOR</b>
TÉCNICA COMPOSTAJE	TÉCNICA -%D	0,223749	X

**c) Análisis Tipo 3**

Los valores-P de los ANOVA y Kruskal- Wallis son en su totalidad superiores a 0,05, por lo que se puede concluir que, en las concentraciones en las que se han introducido las bolsas en la matriz de FORSU, la degradación de las bolsas no ejerce ninguna influencia en la calidad del MB, medido mediante el análisis físico-químico del MB y el IG (Tabla V.26). Se debe recordar que la metodología de ensayo no está diseñada para identificar la concentración de bolsas a partir de la cual podría afectar a la calidad del MB o al IG, sino si en las concentraciones establecidas como normales para su uso como bolsa de residuos se aprecia alguna influencia en la calidad del MB y en el IG.

Tabla V.26. Resultado de prueba de ANOVA y Kruskal-Wallis para el análisis Tipo 3.

	RELACIÓN DE ANÁLISIS	ANOVA (Valor-P)	NORMALIDAD RESIDUOS (Valor-P)	VERIFICACIÓN VARIANZA (Valor -P)	INDEPENDENCIA RESIDUOS (autocorrelación)	KRUSKAL-WALLIS (Valor-P)	INFLUENCIA FACTOR
F-Q-MB	BPL-%MOT	0,7946	0,516487	0,318643	0,097018	-	X
	BPL-C/N	0,9439	0,165659	0,542221	0,097018	-	X
	BPL- P	0,3465	4,20E-09	0,399287	0,66532	0,666599	X
	BPL-Ca	0,7777	0,128511	0,827866	-0,187305	-	X
	BPL-Mg	0,7398	0,0643325	0,933424	-0,101911	-	X
	BPL-Ni	0,4818	0,00669711	0,399016	0,162035	0,926427	X
	BPL-Fe	0,927	0,76053	0,15798	0,0651356	-	X
	BPL- Cr	0,6348	0,0191147	0,636082	-0,0437418	0,595651	X
	BPL-Mn	0,4238	0,586436	0,891734	-0,129131	-	X
	BPL-Zn	0,5765	0,406337	0,757697	0,0917577	-	X
	BPL-Hg	0,7596	0,000921811	0,759205	0,043308	1,00	X
	BPL-Cr VI	0,8983	0,00594229	0,755404	-0,0537269	0,338306	X
IG	BPL-1_05	0,4683	0,329369	0,410438	0,0450328	-	X
	BPL-1_10	0,4636	0,684329	0,43124	-0,0148269	-	X
	BPL-1_15	0,3551	0,808999	0,366868	-0,106359	-	X

En la misma línea, los análisis realizados de forma independiente para los factores que presentaron diferencias en sus medias en función de la planta de tratamiento y la técnica de compostaje, no ejercen ninguna influencia en la calidad del MB con un nivel de significancia del 95,0% (Tabla V.27). Cabe destacar que los análisis relativos al BPL-Cd T, BPL- E. coli P y BPL- Salmonella no se han podido realizar debido a que los datos se encuentran en un mismo nivel.

**Tabla V.27. Resultados ANOVAS y Kruskal-Wallis, diferenciados por planta de tratamiento de residuos, aplicados a los factores que mostraron diferencias en la comparación de sus medias Análisis Tipo 3.**

	RELACIÓN DE ANÁLISIS	ANOVA (Valor-P)	NORMALIDAD RESIDUOS (Valor-P)	VERIFICACIÓN VARIANZA (Valor -P)	INDEPENDENCIA RESIDUOS (autocorrelación)	KRUSKAL-WALLIS (Valor-P)	INFLUENCIA FACTOR
F-Q-MB	BPL-Ph T	0,4407	0,724943	0,392057	0,0358642	-	x
	BPL-Ph P	0,1701	0,963945	0,986478	-0,659965	0,126627	x
	BPL-k T	0,8784	0,310377	0,753387	-0,332919	0,711025	x
	BPL-k P	0,2111	0,918681	0,363282	-0,439604	0,51269	x
	BPL-Cd T	Sólo un nivel por factor					
	BPL-Cd P	0,3046	0,803572	0,476621	0,290552	-	x
	BPL-Cu T	0,0737	0,845832	0,1012	-0,248913	-	x
	BPL-Cu P	0,5554	0,694471	0,219271	-0,102238	-	x
	BPL-Pb T	0,7556	0,886981	0,818641	-0,194204	-	x
	BPL-Pb P	0,1488	0,561178	0,122712	0,246535	-	x
	BPL-E. coli T	0,2557	0,0163386	0,255284	0,278059	0,0946064	x
	BPL-E. coli P	Sólo un nivel por factor					
	BPL-Salmonella P	Sólo un nivel por factor					
	BPL-Salmonella T	0,2557	0,0163386	0,255284	0,278059	0,0946064	x

Nota. T= Referente a la técnica de túnel o bien a la planta de Arenas de S. Pedro; P= Referente a la técnica de compostaje en pila o bien a la planta de Torija

## CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

---

## 6.1. Conclusiones

A continuación se exponen las conclusiones de la presente tesis doctoral ordenadas en función de los objetivos planteados al inicio del estudio.

### A) Objetivo general:

---

Atendiendo al objetivo general de la tesis se demuestra que las bolsas de poliéster con base de almidón certificadas como compostables (UNE EN 13432:2001) han alcanzado el  $94,37\% \pm 0,007\%$  de desintegración en la planta de compostaje de FORSU con pila volteada; y el  $86,36\% \pm 0,151\%$  en la planta de compostaje de FORSU con túnel estático.

### B) Objetivos específicos:

---

- a) El porcentaje de biodegradación de las bolsas de estudio tras la aplicación de la norma ISO 14855: 2005 ha sido de 72,42%, inferior al 90% de biodegradación establecido en la norma UNE EN 13432:2001 para la certificación como compostable.
- La evolución del ensayo cumplió con los criterios de validación de la ISO 14855 y los parámetros de pH y humedad permanecieron dentro de los niveles adecuados.
  - Se concluye que el tamaño los fragmentos de la muestra y/o la diversidad del inóculo hayan podido ralentizar la biodegradación.
  - Es probable que un compost maduro y estable no presente la suficiente biodiversidad de microorganismos que biodegraden los poliésteres en los tiempos esperados, debido principalmente a que son microorganismos menos abundantes en la naturaleza. Esta conclusión no se ha podido contrastar en esta tesis.
  - En un compostaje industrial es posible adecuar el tamaño de partícula mediante una trituración previa, sin embargo, hoy en día no se realiza

un control de los microorganismos presentes en el proceso, por lo que no siempre se podrá garantizar la biodegradación a niveles óptimos.

- b) El porcentaje de biodegradación obtenido en el laboratorio es inferior a los porcentajes de desintegración alcanzados en las plantas de compostaje. Este resultado es razonable ya que, aunque son conceptos diferentes, los procesos iniciales de degradación del polímero implican una hidrólisis química y enzimática inicial que favorece la rotura y desintegración de la molécula inicial, liberando sustancias más simples susceptibles de ser biodegradadas por los microorganismos.
- Se desconoce el nivel de biodegradación alcanzado por las bolsas de estudio en las plantas de compostaje ya que es difícil estimar cuanto del porcentaje de desintegración corresponde a la biodegradación de las bolsas.
- c) El análisis estadístico muestra que la presencia de impropios y el contenido de metales pesados en las concentraciones definidas en la FORSU no han influido en la desintegración de las bolsas de estudio. Sin embargo, se detecta una influencia significativa del contenido de materia orgánica total y de nutrientes de la FORSU sobre el porcentaje de desintegración de las muestras.
- d) El análisis estadístico muestra que, en las condiciones de ensayo descritas, no existe una relación significativa entre las técnicas de compostaje aplicadas, pila volteada y túnel estático, y el nivel de desintegración de las bolsas obtenido en cada una de ellas, por lo que cualquiera de las técnicas utilizadas es válida para el compostaje de las bolsas de estudio.
- e) No se detecta una relación significativa entre la presencia de bolsas de estudio en las concentraciones definidas, y la calidad del material bioestabilizado, medido mediante el análisis físico-químico, microbiológico y el índice de germinación del material bioestabilizado.
- La repetición de ensayos en planta y el aseguramiento de unos resultados comparables entre sí, son imposibles de realizar por cuanto los residuos que entran en túnel o en pila, son heterogéneos, no sólo

a lo largo del año, sino comparativamente en el mismo día. Por tanto, estos resultados pueden emplearse como indicadores de gestión, muy útiles para los técnicos de planta y para los investigadores que en otros puntos geográficos deseen hacer comparativas con nuestros resultados.

- La concentración de los metales pesados en la mayoría de las muestras de material bioestabilizado cumple con los límites establecidos para la categoría A, aplicable al “compost” procedente de la fracción orgánica recogida de forma separada según el RD 506/2013 de productos fertilizantes.
- No se detectaron diferencias significativas entre los IG obtenidos del material bioestabilizado con y sin bolsas (blancos). Se concluye que la presencia de las bolsas no afecta al IG de este producto.
- En la mayoría de las muestras de material bioestabilizado, con y sin bolsas de estudio, se detectó una fitotoxicidad alta (FA) según la metodología y criterios de valoración definidos. Se concluye por tanto, que la presencia de esta fitotoxicidad está relacionada con la calidad de la FORSU de partida y/o con los productos liberados durante el proceso de compostaje.

## 6.2. Recomendaciones y nuevas líneas de investigación

1. En el estudio de la biodegradabilidad de un polímero se propone y recomienda el análisis microbiológico previo del inóculo con el objetivo de asociar el nivel de biodegradación con la comunidad microbiológica presente al inicio del ensayo.
2. Se propone ampliar el análisis de la biodegradabilidad de las bolsas de estudio orientado a verificar la influencia del tamaño de partícula en el porcentaje de biodegradación final.
3. Desarrollo de una metodología válida para el análisis de la biodegradabilidad del polímero a escala industrial de forma que se pueda verificar el nivel de biodegradación que alcanza el polímero en una planta de compostaje frente al porcentaje de desintegración.
4. Se propone ampliar el estudio para identificar si existen diferencias significativas en el nivel de degradación de las bolsas alcanzado en el compostaje de FORSU frente al compostaje de la fracción orgánica libre de impropios. De esta forma se podrá corroborar si la presencia de impropios no biodegradables dificulta la degradación de las bolsas.
5. Aunque el tratamiento de la FO de los residuos se realiza principalmente mediante el compostaje, no se debe olvidar que la biometanización es otro tratamiento orgánico que llevan a cabo cada vez más plantas de residuos, a la que llegarían igualmente estas bolsas. Se propone una línea de investigación orientada al análisis de la degradación/biodegradación de las bolsas de estudio bajo condiciones anaerobias a escala industrial.

## CAPÍTULO VII. BIBLIOGRAFÍA

---

## 7.1. Leyes y normas

Aenor, 2001. UNE-EN 13432. Envases y embalajes. Requisitos de los envases y embalajes valorizables mediante compostaje y biodegradación. Programa de ensayo y criterios de evaluación para la aceptación final del envase o embalaje.

Aenor, 2008. UNE- EN ISO 14855-1 Determinación de la biodegradabilidad aeróbica final de materiales plásticos en condiciones de compostaje controladas. Método según el análisis de dióxido de carbono generado.

Aenor, 2005. UNE- EN 14806. Packaging- Preliminary evaluation of the disintegration of packaging materials under simulated composting conditions in a laboratory scale test.

AS 58-2010: Biodegradable plastics suitable for home composting.

ASTM D5338-98 (2003). Standard test method for determining the aerobic biodegradation of plastic materials under controlled composting conditions. West Conshohocken, PA: ASTM International; 2003.

ASTM D5338-11: Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Controlled Composting Conditions, Incorporating Thermophilic Temperatures.

ASTM D64400-12; Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities.

España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio Ambiente, 2011. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE 181.

España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio Ambiente, 2012. Ley 11/2012, de 19 de diciembre, de medidas urgentes en materia de medio ambiente.

España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio Ambiente, 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. BOE 164, p. 51116-51207.

Europa. Diario Oficial de la Unión Europea. Directiva (UE) 2015/720 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 29 de abril de 2015, por la que se modifica la Directiva 94/62/CE en los que se refiere a la reducción del consumo de bolsas de plástico ligeras.

Europa. Diario Oficial de la Unión Europea. Directiva 94/62/CE, del 20 de diciembre, relativa a los envases y residuos de envases.

Europa. Diario Oficial de la Unión Europea. Directiva 2004/12/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 11 de febrero de 2004 por la que se modifica la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases.

Comisión Europea, 2012, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the regions innovating for sustainable growth: A Bioeconomy for Europe {swd(2012) 11 final}.

Comisión Europea, 2013. 123 final, Green paper on a European Strategy on Plastic Waste in the Environment.

European commission, 2013. Environment Commission. Proposes to Reduce the Use of plastic bags, brussels, 4 november 2013.

International Standar, 1999. ISO 14851. Determinación de la biodegradabilidad aeróbica de materiales plásticos en medio acuoso. Método mediante la determinación de la demanda de oxígeno en un respirómetro cerrado.

International Standar, 1999. ISO 14852. Determinación de la biodegradabilidad aeróbica de materiales plásticos en medio acuoso. Método por análisis de dióxido de carbono originado.

International Standar. ISO/DIS 16620-2. Plastics -- Biobased content -- Part 2: Determination of biobased carbon content.

International Standar. ISO/CD 16620-4. Plastics -- Biobased content -- Part 4: Determination of the total biobased mass content.

International Standar, 2013. ISO16929: 2013. Plastics- Determination of the degree of disintegration of plastic materials under defined composting conditions in a pilot-scale test.

CEN/TS 16295:2012. Plastics- Declaration of the bio-based carbon content.

UNE-CEN/TR 15932:2010 IN, Plásticos. Recomendación para la terminología y la caracterización de biopolímeros y bioplásticos, 2010.

Unión Europea. Parlamento Europeo y del Consejo. Directiva 2008/2008/CE sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas, 19 de noviembre de 2008.

European Union, 2011. Final Evaluation of the Lead Market Initiative, Final Report, Publications Office of the, July 2011.

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), 2008. Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015.

OECD, 2013. OECD Science, Technology and Industry Polycy Papers N° 10: Policies for Bioplastics in the context of a Bioeconomy OECD. <<http://dx.doi.org/10.1787/5k3xpf9rrw6d-en>>.

## 7.2. Publicaciones científicas

Albertsson, A. C., 1980. The shape of the biodegradation curve for low and high density polyethylenes in prolonged series of experiments. Eur. Polym J., 16: 623-30.

Albertsson, A. C., Barenstedt, C., Karlsson, S., 1994. Abiotic degradation products from enhanced environmentally degradable polyethylene. Acta Polym., 45: 97-103.

- Albuquerque, J. A., González, J., García, D. y Cegarra, J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from “alperujo”, the solid byproduct of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere*, 64: 470-477.
- Álvarez, J. M., 2007. Estudio de Mercado de los compost urbanos en Europa. [https://scholar.google.com/citations?view\\_op=view\\_citation&hl=es&user=VIW13s8AAAAJ&citation\\_for\\_view=VIW13s8AAAAJ:aqIVkmm33-oC](https://scholar.google.com/citations?view_op=view_citation&hl=es&user=VIW13s8AAAAJ&citation_for_view=VIW13s8AAAAJ:aqIVkmm33-oC).
- Álvarez, M. D., Sans, R., Garrido, N., Torres, A., 2008. Factors that affect the quality of the bio-waste fraction of selectively collected solid waste in Catalonia. *Waste Management*, 28: 359-366.
- Albertsson, A. C., 1980. The shape of the biodegradation curve for low and high density polyethylenes in prolonged series of experiments. *Eur. Polym J.*, 16: 623-30.
- Albertsson, A. C., Barenstedt, C., Karlsson, S., 1994. Abiotic degradation products from enhanced environmentally degradable polyethylene. *Acta Polym.*, 45: 97-103.
- Ahmed, M., Idris, A., Omar, S.R.S., 2007. Physicochemical characterization of compost of the industrial tannery sludge. *J. Eng. Sci. Technol.* 2: 81-94.
- Aimplas. Instituto Tecnológico del Plástico, 2011. Biopolímeros. Procesabilidad y casos de estudio. Febrero 2011.
- Ali Shah, A., Hasan, F., Hameedd, A., Ahmed, S., 2008. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26: 246-265.
- Alves, V. (2007). Produção de Caracterização de biomateriais a partir de fibras naturais ou amidos com poli (butileno adipato co-tereftalato – PBAT). Tese de Doutorado (Doutorado em Ciência de Alimentos). Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Amlinger F, Pollack M, Favoino E. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilizers (final report). ENVA2/ETU/2001/0024 2004., [http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/hm\\_finalreport.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/hm_finalreport.pdf).

- Armelin, E., 2002. Síntesis y caracterización de nuevas poliesteramidas: estudio de sus propiedades. Tesis doctoral. En: Universidad Politécnica de Cataluña. Departamento de Ingeniería Química.
- Arrieta, M.P., López, J., Rayón, E., Jiménez, A., 2014. Disintegrability under composting conditions of plasticized PLA-PHB blends. *Polymer Degradation and Stability*, 108: 307-318.
- Avérous, L., 2004. Biodegradable multiphase systems based on plasticized starch: A review. *Journal of Macromolecular Science, Polymer Reviews*. C44: 231-274.
- Averous, L., & Boquillon, N. (2004). Biocomposites based on starch plasticized: Thermal and mechanical behaviors. *Carbohydrate Polymers*, 56, 111–122.
- Avérous, L. & Fringant, C., 2001. Association between plasticized starch and polyesters: Processing and performances of injected biodegradable systems. *Polymer Engineering and Science*, 41: 727-734.
- Ayuntamiento de Madrid, 2011. Informe final de los resultados obtenidos en las caracterizaciones efectuadas durante la presentación del servicio de asistencia técnica para el control de calidad de las caracterizaciones de residuos de entrada, material recuperado y rechazos en el Parque Tecnológico de Valdemigómez. (No publicado).
- Bastioli, C., 2000. Global status of the production of biobased packaging materials. In: J.W. Claus (Ed), *Proceedings of the food biopack conference*, Copenhagen, p. 2-7.
- Barberis, R. y Nappi, P., 1996. Evaluation of compost stability. En: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B. y Papi, T. *The Science of composting*. Glasgow, Chapman & Hall (Blackie Academic and Professional). P. 175-184.
- Beffa, T., Blanc, M., Lyon, P. F., Vogt, G., Marchiani, M., Fischer, J. L. y Aragno, M., 1996. Isolation of *Thermus* strains from hot compost (60 to 80 ° C). *Appl. Environ. Microbiol.*, 62(5): 1723-1727.
- BeMiller, J. N., 2007. *Carbohydrate chemistry for food scientists*. St. Paul, MN: AACC International, Inc.

- Bidlingmaier, W., 1996. Odour emissions from composting plants. En: De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T. (Eds). *The Science of Composting*, Vol. I, p. 71-79. London, Blackie Academic & Professional.
- Bidlingmaier, W., Papadimitriou, E.K., Use of biodegradable polymers and management of their postconsumer waste. ORBIT Special Events, Wolfsburg, Federal Republic of Germany (2000).
- Sphere, 2007. Bioplast: la fuerza de la naturaleza. Biodegradable, compostable, renovable, reciclable, incinerable. <<http://www.sphere-spain.es/sites/default/files/DP%20Bioplast%20SP%2008.pdf>>.
- Bitinis, N., Fortunati, E., Verdejo, R., Armentano, I., Torre, L., Kenny, J. M., López-Manchado M., 2014 Thermal and bio-disintegration properties of poly(lactic acid)/natural rubber/organoclay nanocomposites. *Applied Clay Science*. 93-84: 78-74.
- Burnley SJ. The use of chemical composition data in waste management planning – a case study. *Waste Manage* 2007; 27: 327–36.
- Buléon, A., Colonna, P., Planchot, V. & Ball, S., 1998. Starch granules: Structure and biosynthesis. *International Journal of Biological Macromolecules*, 23: 85-112.
- Cámara, R. M, Portela, F., Gutiérrez-Martín, F., Suárez, S. y Sánchez, B., 2013. Desarrollo de films plásticos de embalajes recubiertos con TiO<sub>2</sub> para la degradación de Compuestos Orgánicos Volátiles. VII Congreso Ibérico de Agroingeniería y Ciencias Hortícolas. En: Madrid, 26-29 Agosto 2013.
- Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., Melis, P., 2005. Study of the organic mater evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management*, 25: 209-213.
- Cátedra Ecoembes Medio Ambiente, 2014. Observatorio del bioplástico. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid.

- Centre for Strategy & Evaluation Services, Oxford research, 2011. Final Evaluation of the Lead Market Initiative: Final report. <[http://ec.europa.eu/enterprise/dg/files/evaluation/final-eval-lmi\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/enterprise/dg/files/evaluation/final-eval-lmi_en.pdf)>.
- Chandra, R. & Rustgi, R., 1997. Biodegradation of maleated linear low-density polyethylene and starch blends. *Polymer Degradation and Stability*, 56: 185-202.
- Chanyasak, V., Katayama, A., Hirai, M., Mori, S. y Kubota, H., 1983. Effects compost maturity on growth of Komatsuna (*Brassica rapa*, Var. pervidis) in Neubauer's pot. II. –Growth inhibitory factors and assessment of degree of maturity by org-C/org-N ratio of water extract. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 29: 251-259.
- Chaudhary, A. L., Torkey; P. J., Halley, P. J., McCaffery, N. & Chaudhary, d. S., 2009. Amylose content and chemical modification effects on TPS from maize: Processing and characterization using conventional polymer equipment. *Carbohydrate Polymers*, 78: 917-925.
- Cho, H.S., Moon, H.S., Kim, M., Nama, K., Kim, J.Y., 2011. Biodegradability and biodegradation rate of poly(caprolactone)-starch blend and poly(butylene succinate) biodegradable polymer under aerobic and anaerobic environment. *Waste Management*, 31: 475-480.
- Chui, C. W. & Solarek, D., 2009. Modification of starches. In: J. BeMiller & R. Whistler (Eds.), *Starch chemistry and technology*. P 629-655. 3rd ed.: Oxford, UK: Elsevier, Inc.
- Comando, A. I., 2006. Optimización del compostaje de residuos sólidos urbanos en proceso de serie anaerobio-aerobio. Madrid, Universidad Politécnica de Madrid.
- Comisión Europea. 2014. Comunicado de prensa: Medio ambiente: objetivos sobre reciclado más exigentes para impulsar la transición a una economía circular con nuevos puestos de trabajo y un crecimiento sostenible. [consulta julio 2015] <[http://europa.eu/rapid/press-release\\_IP-14-763\\_es.htm](http://europa.eu/rapid/press-release_IP-14-763_es.htm)>.
- Cooke, D. & Gildley, M. J., 1992. Loss of crystalline and molecular order during starch gelatinization: Origin of the enthalpic transition. *Carbohydrate Research*, 227: 103-112.

- Davis, J. P., Supatchree, N., Khandelwal, R. L. & Chibbar, R. N., 2003. Synthesis of novel starches in plants: Opportunities and challenges. *Starch-Starke*, 55: 107-120.
- Devleeschauwer, D., Verdonck, O. y Van Assche, P., 1981. Phytotoxicity of refuse compost. *Biocycle*, 22: 44-46.
- Díaz-Raviña, M., Acea, M. J. y Carballas, T., 1989. Microbiological characterization of four composted urban refuses. *Biological Wastes*. 30 (2): 89-100.
- Du, Y. L., Cao, Y., Lu, F., Li, F., Cao, Y., Wang, X. L., Wang, Y. Z., 2008. Biodegradation behaviors of thermoplastic starch (TPS) and thermoplastic dialdehyde starch (TPDAS) under controlled composting conditions. *Polymer Testing*, 27: 924-930.
- Doi, Y. Kanesawa Y, Kunioka M, Saito T., 1990. Biodegradation of microbial copolyesters: poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) and poly(3-hydroxybutyrate-co-4-hydroxybutyrate). *Macromolecules*. 23: 26-31.
- Ecoacero. [consultado abril 2015]. <http://www.ecoacero.com/el-acero/>.
- Economou-Eliopoulos, E., Antivachi, D., Vasilatos, Ch, Megremi, I.. 2012. Evaluation of the Cr(VI) and other toxic element contamination and their potential sources: The case of the Thiva basin (Greece). *Geoscience Frontiers* 3(4): 523-539.
- Emino, E. R. y Warman, P. R., 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Sci. Util.*, 12: 342-348.
- European Bioplastics, 2013. Bioplastics fact and figures. <http://en.european-bioplastics.org/>
- European Bioplastics, 2013. Accountability, key environmental communications, guide for bioplastics. <http://en.european-bioplastics.org/>
- European Bioplastics, 2014 Fact sheet, Bioplastics packaging – Combining performance with sustainability. <http://en.european-bioplastics.org/>
- European Bioplastics, 2014. Benefits of biobased rigid packaging. <http://en.european-bioplastics.org/>

- European Union, Final Evaluation of the Lead Market Initiative, Final Report, Publications Office of the, July 2011
- Fang, J. M., Fowler, P. A., Escrig, C., Gonzalez, R., Costa, J. A., & Chamudis, L. (2005). Development of biodegradable laminate films derived from naturally occurring carbohydrate polymers. *Carbohydrate Polymers*, 60, 39–42.
- García AJ, Esteban MB, Márquez MC, Ramos P. Biodegradable municipal solid waste: characterization and potential use as animal feedstuffs. *Waste Manage* 2005, 25: 780–7.
- Gariglio, N. F., Buyatti, M. A., Pilatti, R. A., González rossia, D. E. y Acosta, M R., 2002. Use a germination bioassay to test the compost maturity of willow (*Salix sp.*) sawdust. *New Zeland J. Crop Hort. Sci.*, 10: 135-139.
- Genevini P. L., Adani, F., Borio, D., Tambone, F., 1997. Heavy metal content in selected European comercial composts. *Compost Sci. Util.* 5(4): 31-39.
- Gidley, M., 1987. Factors affecting the crystalline type (A-C) of native starches and model compounds: A rationalization of observed effects in terms of polymorphic structures. *Carbohydrate Research*, 161: 301-304.
- Glass, J. E., Swift, G., 1989. *Agricultural and synthetic Polymers, Biodegradation and Utilization*. ACS Symposium Series, 433. Washington DC: American Chemical Society. P. 9-64.
- Godbole, S., Gote, S., Latkar, M., & Chakrabarti, T. (2003). Preparation and characterization of biodegradable poly-3-hydroxybutyrate-starch blend films. *Bioresource Technology*, 86, 33–37.
- González, M. 1997. *Propiedades químicas y físicas de polímeros. En: Elementos estructurales con materiales polímeros*. A Coruña, Universidade. Da Coruña. Universidad de A Coruña.
- Göpferich, A., 1997. Mechanisms of polymer degradation and elimination. In: Domb A. J., Kost, J., Wiseman, D. m., editors. *Handbook of Biodegradable Polymers*. Amsterdam: Harwood Academic. P. 451-471.

- Gross, R.A., Kalra, B., 2002. Biodegradable polymers for the environment. *Science* 297 (2), 803–807.
- Halley, P. J., 2005. TPS biodegradable polymers. IN: R. Smith (Ed.), *Biodegradable polymers for industrial applications*. P. 140-163. Boca Ratón, FL,
- Halley, P. J. and Avérous, L. 2014. *Starch Polymers: From Genetic Engineering to Green Applications*. United Kingdom, Elsevier. 461p.
- Hancock, H. D. & Tarbet, B. J., 2000. The other double helix- the fascinating chemistry of starch. *Chemistry for Everyone*, 77: 988-992.
- Haug, R. T., 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Boca Ratón (Florida), Lewis Publishers. 752p.
- Herrera, R. P., Yamashita, F., Eiras, M. V., 2010. The effect of surfactant Tween 80 on the hydrophilicity, water vapor permeation, and the mechanical properties of cassava starch and poly(butylene adipate-co-terephthalate) (PBAT) blend films. *Carbohydrate Polymers*, 82: 1102–1109
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., 2006. Caracterización del compost producido en España. Partes 1 y 2. *Vida Rural*, N. 230 y 233.
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., Zaloña, M., 2008. *Compostaje de residuos municipales: control del proceso, rendimiento y calidad del producto*. Escuela Superior de Agricultura de Barcelona
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., Zaloña, M., 2010b. *Compostaje de residuos municipales: control del proceso, rendimiento y calidad del producto obtenido*. Agència de Residus de Catalunya. Publicación en CD. <http://hdl.handle.net/2117/9086>.
- Huerta-Puyol, O., Siliva, M., Matínez-Farré, F. X., Valero, J., López, M., 2011. Effect of the collection system on mineral content of biowaste. *Resour. Conserv. Recy.* 55(11): 1095-1099.
- Hulleman, S. H. D., janssen, F. H. P. & Feil, H., 1998. The role of water during plasticization of native starches. *Polymer*, 39: 2043-2048.

- Ikada E., 1999. Electron microscope observation of biodegradation of polymers. *J Environ Polym Degrad.* 7: 197-201.
- Imberty, A., Buleon, A., Tran, V. & Perez, S., 1991. Recent advances in knowledge of starch structure. *Starch*, 43: 375-384.
- ITENE, Biopolimeros en envases y embalaje: Innovación y tendencias, EMPACK 2013, noviembre 2013.
- Jacquel, N., Saint-Loup, R., Pascault, J. P., Rousseau, A., Fenouillot, F., 2015. Bio-based alternatives in the synthesis of aliphatic-aromatic polyesters dedicated to biodegradable film applications. *Polymer*, 59: 234-242.
- Jeris, J. S. y Regan, R., 1973. Controlling Environmental Parameters for Optimun Composting. Part II, *Compost Sci.*, 14: 8-15.
- Jhorar, B. S., Phogat, V. y Malik, E. 1991. Kinetics of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Rest. Rehabil.*, 5:297-306.
- Jiang, W, Qiao, X., & Sun, K. (2006). Mechanical and thermal properties of thermoplastic acetylated starch (ethylene-co-vinyl alcohol) blends. *Carbohydrate Polymers*, 65, 139–143.
- Kalambur, S. & Rizvi, S. S. H., 2006. An overview of starch-based plastic blends from reactive extrusion. *Journal of Plastic Film & Sheeting*, 22: 39-58.
- Kale, G., Auras, R., Singh, S. P., Narayan, R., 2007. Biodegradability of polylactide bottles in real and simulated composting conditions. *Polym. Test*, 26: 1049-1061.
- Kawai, F., 1995, Breakdown of plastics and polymers by microorganisms. *Adv. Biochem Eng. Biotechnol*, 52: 151-94.
- Kiehl, F. J., 1985. Fertilizantes orgánicos. São Paulo, Editora Agronómica Ceres Ltda.
- Kijchavengkul, T., Auras, R., Rubino, M., Selke, S., Ngouajio, M. and Fernandez, R.T. 2010. Biodegradation and hydrolysis rate of aliphatic aromatic polyester. *Polymer degradation and stability*. 95: 2641 e 2647.

- Kim, H.S., Kim, H.J., Lee, J.W., Choi, I.G., 2006. Biodegradability of bio-flour filled biodegradable poly(butylenes succinate) bio-composites in natural and compost soil. *Polymer Degradation and Stability* 91, 1117–1127.
- Kulcu, R. y Yaldiz, O., 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Biores. Technol.*, 93 (I): 49-57.
- Lee, B., Pometto, A. L., Fratzke, A., Bailey, T. B., 1991. Biodegradation of degradable plastic polyethylene by phanerochaete and streptomyces species. *Appl. Environ. Microbiol.* 57: 678-685.
- Lee, S.I., Yu, S.C., Lee, Y.S., 2001. Degradable polyurethanes containing poly(butylene succinate) and poly(ethylene glycol). *Polymer Degradation and Stability* 72, 81–87.
- Li Shen, Juliane Haufe, Martin K., 2009. Product overview and market projection of emerging bio-based plastics. PRO-BIP 2009. Group Science, Technology and Society (STS). Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation. Utrecht University.
- Liang, c., Das, K. C. y McCledon, R. W., 2003. The influence of the temperatura and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Biores. Technol.*, 76: 275-278.
- LEIA, Observatorio del sector industrial, 2007
- Liu, Z. Q., Feng, Y. & Yi, x. S., 1999. Thermoplastic starch/PVAI compounds: Preparation, processing and properties. *Journal of Applied Polymer Science*, 74: 2667-2673.
- López, J. V., Aguilar, M., Arraiza, P., León, B, 2009. Biodegradation of paper waste under controlled composting conditions. *Waste Management*, 29: 1514-1519.
- López, M., Soliva, M., Martínez, F. X., Fernández, M., Huerta-Puyol, O., 2010. Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resources, Conservation and Recycling*, 54: 222-228.
- López, M, (coordinadora), López, M, Canet, R., Huerta, O., Gea, M. T., Pérez, M. D. y Martínez, F. X. 2014. De Resido a Recurso: El camino hacia la sostenibilidad.

Madrid, Ediciones Mundi-Prensa. Parte III: Recursos orgánicos: Aspectos agronómicos y medioambientales. V. 3: Valoración de la fracción orgánica de residuos municipales: Materia prima, proceso y producto.

Lourding, D., dellavalle, G. & Colonna, P., 1995. Influence of amylose content on starch films and foams. *Carbohydrate polymers*, 27: 261-270.

Madejón, E., díaz, M. J., López, R., Cabrera, F., 2001. Co-composting of sugarbeet vinasse: Influence of the organic matter nature of the bulking agents used. *Biores. Technol.*, 76: 275-278.

Madrid, F., 2012. Caracterización y utilización del compost de residuos sólidos urbanos de la planta de Villarrasa (Huelva). Instituto de recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Mao, L. J., Imam, S., Gordon, S., Cinelli, P & Chiellini, E., 2000. Extruded cornstarch-glycerol-polyvinyl alcohol blends: Mechanical properties, morphology and biodegradability. *Journal of Polymer Environment*, 8: 205-211.

Martínez, F. X., Huerta, O., López, M., Siliva, M., 2009. Compost: característiques, possibles usos i comportament. *Curs de compostatge i gestió de residus orgànics: Com, quan i perquè?* (Maig-juny 2009). Col·legi Oficial d'Enginyers Tècnics Agrícoles de Catalunya.

Mezzanotte, V., Bertani, R., Degli Innocenti, F., Tosin, M., 2005. Influence of inoculation on the results of biodegradation tests. *Polymer Degradation and Stability* 87, 51–56.

Michel, F. C., Pecchia, J. A. y Rigot, J., 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or Straw. *Compost Sci. Util.*, 12 (4): 323-334.

Miles, m. J., Morris, V. J. & Ring, S. G., 1985. The roles of amylose and amyl pectin in the gelatinization and retrogradation of starch. *Carbohydrate Research*, 135: 257-269.

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2014. Anuario de Estadística 2013. Madrid.

- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2014. Los biorresiduos y las nuevas estrategias españolas. En: URBAN MINING II: 14 de octubre, Valladolid (España). Fundación para la Economía Circular. P.34.
- Miyatake, F. y Iwabuchi, K., 2006. Effect of the compost temperatura on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Biores. Technol.*, 97: 961-965.
- Mochizuki, M., Mukai, K., Yamada, K., Ichise, N., Murase, S., Iwaya, Y., 1997. Structural effects upon enzymatic hydrolysis of poly(butylene succinate-coethylene succinate)s. *Macromolecules* 30, 7403–7407.
- Mohee, R., Unmar, G., 2007. Determining biodegradability of plastic materials under controlled and natural composting environments. *Waste Management*, 27: 1486–1493.
- Mohee, R., Unmar, G.D., Mudhoo, A., Khadoo, P., 2008. Biodegradability of biodegradable/degradable plastic materials under aerobic and anaerobic conditions. *Waste Management*, 28: 1624–1629
- Moldes, A., Cendón, Y., López, G. y Barral, M. t., 2006b. Biological quality of potting media based on MSW compost: a comparative study. *Compost Sci. Util.*, 14(4):296-302
- Moreno, J. y Moral, R., 2008. *Compostaje*. Madrid, Ediciones Mundi-Prensa. p. 570.
- Musioł, M.T., Rydz, J., Sikorska, W.J., Rychter, P.R., Kowalczyk, M.M., 2011. A preliminary study of the degradation of selected commercial packaging materials in compost and aqueous environments. *Pol. J. Chem. Tech.*, 13: 55-57.
- Muroya, T., Yamamoto, K., Aoyagi, T., 2009. Degradation of cross-linked aliphatic polyester composed of poly( $\epsilon$ -caprolactone-co-D,L-lactide) depending on the thermal properties. *Polymer Degradation and Stability* 94, 285–290.
- Nakasaki, K., Nag., K., Karita, S., 2005. Microbial succession associated with organic matter decomposition during thermophilic composting of organic waste. *Waste Manag. Res.*, 23(1): 48-56.

- Nahvi S. M., Shipway P. H., McCartney D. G., 2009. Effects of particle crushing in abrasion testing of steels with ash from biomass-fired powerplants. *Wear*;267: 34–42.
- Nikolic, M.S., Djonlagic, J., 2001. Synthesis and characterization of biodegradable poly(butylene succinate-co-butylene adipate)s. *Polymer Degradation and Stability* 74, 263–270.
- Nogales, R., 1993. Efecto residual de los compost de RSU sobre el Sistema suelo-planta. Madrid, Curso sobre tratamiento de Residuos Urbanos. Universidad Autónoma de Madrid.
- Novamont, 2013. Lates milestone from Novamont', research with an extraordinary reindustrialization potential: The fourth generation of Mater Bi®. Novamont 17 June 2013, [http://www.novamont.com/default.asp?id=738&id\\_n=23319](http://www.novamont.com/default.asp?id=738&id_n=23319).
- Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD, 2013. Policies for Bioplastics in the context of a Bioeconomy. DST/STP/BIO(2013)6/FINAL. <http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=DSTI/STP/BIO%282013%296/FINAL&docLanguage=En>
- Pagga, U., Schefer, A., Muller, R J., Pantke; M., 2001. Determination of the aerobic biodegradability of polymeric material in aquatic batch test. *Chemosphere*, 42: 319-331.
- Palmisano, A.C., Pettigrew, C.A., 1992. Biodegradability of plastics. *BioScience* 42 (9), 680–685.
- Pascual, J. A., ayuso, M., García, C., Hernández, T., 1997. Characterization of urban waste according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management and Research.*, 15: 103-112.
- Patil, S. R. P., 2010. Global modified starch product and carbohydrates functional foods derivatives and markets- A strategic review, August. <http://www.skpatilassociates.com/reports/jan11/Report%202%20Abstract%20T%20able%20of%20Content%20Sample%20pages%20Global%20Mod%20St%20Derivatives%20Strategic%20Rev%20Aug%202010.pdf>.

- Pospisil, J., Nespurek, S., 1997. Highlights in chemistry and physics of polymer stabilization. *Macromol Symp.*, 115: 143-163.
- Plastice Project, 2013. Bioplastics- Opportunity for the future. En: Central Europe Programme.  
[http://www.central2013.eu/fileadmin/user\\_upload/Downloads/outputlib/Plastice\\_Bioplastics\\_Opportunity\\_for\\_the\\_Future\\_web.pdf](http://www.central2013.eu/fileadmin/user_upload/Downloads/outputlib/Plastice_Bioplastics_Opportunity_for_the_Future_web.pdf)
- Plastic Europe, 2013. Plastics-The facts: An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. <  
<http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2013.aspx?FolID=2>>
- Puglia, D., Fortunati, E., D'Amico, D.A., Manfredi, L.B., Cyras, V.P., Kenny, J.M., 2014. Influence of organically modified clays on the properties and disintegrability in compost of solution cast poly (3-hydroxybutyrate) films. *Polymer Degradation and Stability*, 99: 127-135.
- Pullammanappallit, P., McComb, A., Diaz, L.F., Biblingmaier, W., 2003. Organic recovery an Biological Treatment (ORBIT), Perth, Western Australia, pp. 286-294.
- Ratto, J., Etenhouse, P. J., Auerbach, M, Mitchell, J., Farrell, R., 1999. Processing performance and biodegradability of thermoplastic aliphatic polyester/starch system. *Polymer*, 40: 6777-6788.
- Red de Energía y Medio Ambiente (REMAR), 2012. Bioplásticos. Guía práctica nº2. (Ed.) Remar, Red de Energía y Medio Ambiente. [www.redremar.com](http://www.redremar.com).
- Richard TL, Woodbury PB. The impact of separation on heavy-metal contaminants in municipal solid-waste composts. *Biomass Bioenerg* 1992, 3: 195–211.
- Rodríguez Martín JA, López Arias M, Grau Corbí JM, 2009. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de la España [Heavy metals concentrations, organic matter contents and other parameters in agricultural and grassland Spanish soils]. Madrid, Spain: Ministerio de Medio Ambiente y medio Rural y Marino; 2009.

- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H. y Swings, J., 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Ann. Microbiol.*, 53(4): 349-410.
- Rx3 Disclaimer, *Bioplastics: Materials, Markets and Management* Conor McGovern, John Finegan, Louise Connolly, 2013.
- Russo, M. A. L., Truss, R., & Halley, P. J., 2009. The enzymatic hydrolysis of starchbased PVOH and polyol plasticized blends. *Carbohydrate Polymers*, 77, 442–448.
- Sánchez-Monedero, M. A., Mondini, C., de Nobili, M., Leita, L. y Roig, A., 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Management*, 24: 325-332.
- Sakanaka, L. S. (2006). *Filmes biodegradáveis de blendas de amido termoplástico e polibutileno adipato co-succinato (PBSA)*. Tese de Doutorado (Doutoradoem Ciência de Alimentos). Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Sakurai, K., 1983. Aspectos básicos del servicio de aseo. Análisis de residuos sólidos municipales. En: Programa regional OPS/HPE/CEPIS de mejoramiento de la recolección, transporte y disposición final de residuos sólidos. Lima, CEPIS.
- Shen, L., Haufe, J.& Patel; m. K., 2009. Product overview and market projection of emerging bio-based plastics 8PRO\_BIP 2009). Commissioned by European Polysaccharide Network of Excellence (EPNOE, [www.epnoe.eu](http://www.epnoe.eu)) and European Bioplastics ([www.europeanbioplastics.org](http://www.europeanbioplastics.org)), Utrecht, The Netherlands.
- Shogren, R., 1998. Starch: Properties and materials applications. In D. Kaplan (Ed), *Biopolymers from renewable resources*. Berlin, New York: Springer.
- Shut, J. H. 2008. What’s ahead for 2green” plastics: Look for more supply, more varieties, better properties. From *Plastics Technology*, from *Plastics Technology*, viewed 5 april 2012, [http://www.ptonline.com/articles/what's-ahead.for-2green"-plastics-look-for-more-supply-more-varities-better-properties](http://www.ptonline.com/articles/what's-ahead.for-2green).
- Sikorska, W., Richert, J., Rydz, J., Musioł, M., Adamus, G., Janeczek, H., Kowalczyk, M., 2012. Degradability studies of poly(L-lactide) after multi-reprocessing experiments in extruder. *Polym. Degrad. Stab.* 97: 1891-1897.

- Sikorska, W., Musiol, M., Nowak, B., Pajak, J., Labuzek, S., Kowalczyk, M., Adamusi, G., 2015. Degradability of polylactide and its blend with poly [(R,S)-3-hydroxybutyrate] in industrial composting and compost extract. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 101: 32-41.
- Shimao, M., 2001. Biodegradation of plastics. *Current Opinion in Biotechnology* 12: 242–247.
- Sin, L. T., Rahman, W. A. W. A., Rahmat, A. R., & Khan, M. I. (2010). Detection of synergistic interaction of polyvinyl alcohol-cassava starch blends through DSC. *Carbohydrate Polymers*, 79, 224–226.
- Stewart, E.J., 2012. Growing unculturable bacteria. *J. Bacteriol*, 194: 4151-4160.
- Sundberg, C., Smars, S. y Jonsson, H., 2004. Low pH as inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Biores. Technol.*, 95 (2): 154-150.
- Tang, X., Alavi, S., 2011. Recent advances in starch, polyvinyl alcohol based polymer blends, nanocomposites and their biodegradability. *Carbohydrate Polymers*, 85: 7–16
- Tarvainen, M., 2004. Starch acetate as a coating polymer for oral extended released products: film-forming ability, permeability and plasticization (Ph.D.dissertation). Kuopio, Finland: University of Kuopio.
- Thire, R. M. S. M., 2010. Starch based plastics. In: A. Bartolin (Ed) *Starch characterization, properties and applications*. P 103-128. Boca Raton; FL: Taylor and Francis, LLC.
- Tiquia, S. M., 2005. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *J.Appl. Microbiol.*, 99: 816-828.
- Tiquia, S. M., y Tam, N. F. Y., 1998. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresour. Technol.*, 65: 43-49.
- Tomati, U., Madejon, E., Galli, E., 2000. Evolution of humic acid molecular weight as an index of compost stability. *Compost Sci. util.*, 8(2): 108-115.

- Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S., 1994. Gestión integral de residuos sólidos. Madrid, Ed. EcGraw-Hill. 1107 p.
- Van Roosmalen GREM, Lustenhouwer JWA, Oosthoek J, Senden MMG. Heavy metal sources and contamination mechanisms in compost production. *Resour Conserv.*, 1987a;14:321–34.
- Van Roosmalen GREM, Senden MMG, Brethouwer T, Tels M. The effect of processing on the heavy metal content in compost. In: *Proceedings of the Second European Conference on Environmental Technology*; 1987b. p. 77–86.
- Van Soest, J. J. G., 1996. Starch plastics: Structure-property relationship, PhD thesis; Utrecht University.
- Vilpoux, O. & Avérous, L., 2004. Starch-based plastics. In M. P. Cereda & O. Vilpoux (Eds.), *Technology, use and potentialities of Latin American starchy tubers*, Book number 3, p. 521-553. São Paulo Brazil: NGO Raízes and Cargill Foundation.
- Vieyra, H., 2009. Elaboración de Polímeros Biodegradables Polietileno-Almidón y Estudio de Biodegradabilidad. Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y tecnología Avanzada. Instituto Politécnico Nacional. México.
- Wang, H., Wei, D., Zheng, A. and Xiao, H.. 2015. Soil burial biodegradation of antimicrobial biodegradable PBAT films. *Polymer degradation and stability*. 116: 14 e 22.
- Wang K, Chiang K, Lin S, Yeh C. The partitioning and fate of heavy metals from municipal solid waste incineration plants in Taiwan. *Toxicol Environ Chem* 1998, 65: 231–9.
- Warman, P. R., 1999. Evaluation of seed germination and growth tests for assessing compost maturity. *Compost Sci. Util*, 7: 33-37.
- Weng, Y. X., Jin, Y. J., Meng, Q. M., Wang, L., Zhang, M., Wang, Y. Z., 2013. Biodegradation behavior of poly(butylene adipate-coterephthalate) (PBAT), poly(lactic acid) (PLA), and their blend under soil conditions. *Polymer Testing*, 32: 918–926

- Wong, M. H., 1985. Phytotoxicity of refuse compost during the process of maturation. *Environ. Pollut.*, 37: 159-174.
- Wurzburg, O. B., 1995. Modified starch. In A. M. Stephen (Ed), *Food polysaccharides and their applications*. P. 67-97. New York: Marcel Dekker, Inc.
- Xiaozhi, T., Alavi, S., 2011. Recent advances in starch, polyvinyl alcohol based polymer blends, nanocomposites and their biodegradability. *Carbohydrate Polymers*, 85: 7-16
- Xie, F., Halley, P. J., Averous, Luc., 2012. Rheology to understand and optimize processibility, structures and properties of starch polymeric materials. *Progress in Polymer Science*, 37: 595-623.
- Xu, Y., Miladinov, V. & Hanna, M., 2004. Synthesis and characterization of starch acetates with high substitution. *Cereal Chemistry*, 81: 735-740.
- Zhu, N. W., Deng, C. Y., Xiong, Y. Z., 2004. Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. *Biores. Technol.*, 95(3): 319-326.
- Zobel, H. F., 1998. Molecules to granules: A comprehensive starch review. *Starch/Stärke*, 40: 44-50.
- Zucconi, f., Pera, a., Forte, M. y de Bertoldi, M., 1981b. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22: 54-57.
- Zucconi, F., Monaco, a., Forte, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser, j. K. R. *Composting of Agricultural and other Wastes*. London & New York, Elsevier Appl. Sci. Publ., p. 73-85.

## ANEXO I. MÉTODOS ANALÍTICOS

---

## 1. ANÁLISIS ELEMENTAL DE LAS BOLSAS DE ESTUDIO

### 1.1. PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS

Debido a la presencia de pigmentación en las bolsas, se decidió someterlas a una preparación previa a la determinación de aquellos parámetros que así lo requieren (metales, carbono y nitrógeno).

La preparación consiste en triturar las muestras a un tamaño adecuado, que además facilite su representatividad para los ensayos posteriores. Para ello, se cortaron manualmente los envases y posteriormente se utilizó un molino y una picadora que asegure el tamaño necesario.

### 1.2. EQUIPOS UTILIZADOS Y TÉCNICA ANALÍTICA

PARÁMETRO	TÉCNICA ANALÍTICA	EQUIPO
Preparación de la muestra		Picadora Multiblender, modelo CF 201 Molino IKA, modelo M20
Identificación de polímero (FTIR)	IR	Espectrofotómetro de Infrarrojos por Transformada de Fourier, NICOLET, modelo 6700
Identificación de polímero (DSC)	DSC	Calorímetro Diferencial de Barrido DIAMOND DSC
Digestión ácida	Microondas	Microondas (sistema de digestión) de Milestone, modelo Ethos One, con rotor sedimentado mod. HPR-1000/10S de 10 vasos
Metales	ICP-OES	Espectrómetro de emisión óptica por acoplamiento de plasma inducido, Perkin-Elmer, modelo Optima 2100 DV.
Carbono	Combustión/IR	Analizador elemental de C, H, N y S; Leco, modelo TRSCHNSCR.
Nitrógeno	Combustión/TCD	

## 2. MÉTODOS DE ENSAYO NORMALIZADOS PARA EL ANÁLISIS DEL COMPOST

CARACTERIZACIÓN DE COMPOST		
ENSAYO	MÉTODO	TÍTULO/DESCRIPCIÓN
Relación C/N	UNE-EN 15104:2011	Biocombustibles sólidos: Determinación del Contenido Total de Carbono, Hidrógeno y Nitrógeno.
Nitrógeno Total		
Humedad	UNE-EN 14774-1:2010	Biocombustibles sólidos: Determinación del Contenido en Humedad. Método del secado en estufa
Sólidos Volátiles (MOT%)	UNE-EN 15148:2010	Determinación del Contenido en materias Volátiles
pH	UNE 77350:1999 Proceso de Compostaje: Caracterización de muestras, López Martínez M., 2011.	Calidad del Suelo. Determinación de pH
Conductividad mS/cm	UNE-EN 77308:2001 Proceso de Compostaje: Caracterización de muestras, López Martínez M., 2011.	Calidad del suelo. Determinación de la Conductividad Eléctrica Específica
Ácidos Húmicos	Sánchez-Monedero y col. Bioresource Technology 57, 291-295. (1996)	A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon
Ácidos Fúlvicos		
N-NH <sub>4</sub> ppm	Proceso de Compostaje: Caracterización de muestras, López Martínez M., 2011.	Método 12 del libro "Nitrógeno Amoniacal Total"
N-NO <sub>3</sub> ppm		Método 15 del libro "Determinación de Nitrógeno Nítrico en Compost"
Nitrógeno orgánico		
Fósforo ppm	UNE-EN 15290:2011 ISO 11885:2010	Biocombustibles Sólidos: Determinación de Elementos Mayoritarios. Determinación por Digestión en Horno Microondas y Detección en ICP-OES (Espectrofotometría de Emisión Óptica de Plasma Acoplado Inductivamente).
Calcio ppm		
Magnesio ppm		
Hierro ppm		
Cobre ppm	UNE-EN 15297:2011 EN ISO 11885:2010	Biocombustibles Sólidos: Determinación de Elementos Minoritarios. Determinación por Digestión en Horno Microondas y Detección en ICP-OES (Espectrofotometría de Emisión Óptica de Plasma Acoplado Inductivamente).
Níquel ppm		
Plomo ppm		
Cadmio ppm		
Cromo ppm		
Manganeso ppm		
Zinc ppm		
Mercurio ppm		

Cromo (VI) ppm	Adaptación del método 7600 del NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM)	Determinación de Cromo Hexavalente
<i>Escherichia coli</i> UFC/g	UNE-EN ISO 9308-3:1999	Detección y recuento de <i>Escherichia coli</i> y bacterias coliformes en aguas superficiales y residuales. Parte 3: Método miniaturizado (NMP) por siembra en medio líquido
<i>Salmonella sp.</i> UFC/g	UNE-EN ISO 6579:2003/A1:2007	Microbiología de los alimentos para consumo humano y alimentación animal. Método horizontal para la detección de <i>Salmonella sp.</i>

## ANEXO II. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

---

## TIPO 1-CALIDAD MATERIAL PARTIDA

## 1. IMPROPIOS-%D

## 1.1. %BOLSAS DE PLÁSTICO-%D

**Tabla ANOVA para IMPROPIOS-RANGO-%D.%D por IMPROPIOS-RANGO-%D.% Bolsas Plástico**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1772,37	2	886,185	5,02	0,0099
Intra grupos	9703,9	55	176,435		
Total (Corr.)	11476,3	57			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de IMPROPIOS-RANGO-%D.%D en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 5,02274, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la prueba-F es menor que 0,05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de IMPROPIOS-RANGO-%D.%D entre un nivel de IMPROPIOS-RANGO-%D.% Bolsas Plástico y otro, con un nivel del 95,0% de confianza. Para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras, seleccione Pruebas de Múltiples Rangos, de la lista de Opciones Tabulares.

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,47374	0,23797

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de IMPROPIOS-RANGO-%D.%D dentro de cada uno de los 3 niveles de IMPROPIOS-RANGO-%D.% Bolsas Plástico es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

**Prueba de Kruskal-Wallis para IMPROPIOS-RANGO-%D.%D por IMPROPIOS-RANGO-%D.% Bolsas Plástico**

IMPROPIOS-RANGO-%D.% Bolsas Plástico	Tamaño Muestra	Rango Promedio
ALTO	3	14,5
BAJO	52	30,5481
MUY ALTO	3	26,3333

Estadístico = 4,74349 Valor-P = 0,0933179

**El StatAdvisor**

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis de que las medianas de IMPROPIOS-RANGO-%D.%D dentro de cada uno de los 3 niveles de IMPROPIOS-RANGO-%D.% Bolsas Plástico son iguales. Primero se combinan los datos de todos los niveles y se ordenan de menor a mayor. Luego se calcula el rango (rank) promedio para los datos de cada nivel. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS

### **Pronósticos Automáticos - RESIDUOS**

Datos/Variable: RESIDUOS (Residuos)

Número de observaciones = 58

Índice Inicial = 1,0

Intervalo de Muestra = 1,0

#### **Resumen de Pronósticos**

Diferenciación no estacional de orden: 1

Modelo de pronóstico seleccionado: ARIMA(0,1,2)

Número de pronósticos generados: 12

Número de periodos retenidos para validación: 0

	<i>Periodo de</i>	<i>Periodo de</i>
<i>Estadístico</i>	<i>Estimación</i>	<i>Validación</i>
RMSE	10,3588	
MAE	7,03211	
MAPE		
ME	1,07822	
MPE		

#### **Resumen de Modelo ARIMA**

<i>Parámetro</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>t</i>	<i>Valor-P</i>
MA(1)	0,467778	0,102724	4,55373	0,000030
MA(2)	0,48989	0,102237	4,7917	0,000013

Pronóstico Histórico: sí

Varianza estimada de ruido blanco = 142,16 con 55 grados de libertad

Desviación estándar estimada de ruido blanco = 11,9231

Número de iteraciones: 17

#### **El StatAdvisor**

Este procedimiento pronostica futuros valores de RESIDUOS. Los datos cubren 58 periodos de tiempo. Actualmente, se ha seleccionado el modelo de un promedio móvil autoregresivo integrado (ARIMA). Este modelo asume que el mejor pronóstico disponible para datos futuros está dado por el modelo paramétrico que relaciona el valor más reciente con los valores y ruido previos.

La salida resume la significancia estadística de los términos en el modelo de pronósticos. Términos con valores-P menores que 0,05 son estadísticamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95,0%. El valor-P para el término MA(2) es menor que 0,05, de modo que es estadísticamente diferente de 0. La desviación estándar estimada del ruido blanco de entrada es igual a 11,9231.

#### **Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
			<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,0116713	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0972221	0,132471	-0,259639	0,259639
3	-0,165227	0,133717	-0,262081	0,262081
4	-0,0166478	0,137252	-0,26901	0,26901
5	-0,0538144	0,137288	-0,269079	0,269079
6	-0,0762868	0,137657	-0,269804	0,269804
7	-0,0666513	0,138397	-0,271254	0,271254

8	-0,0737041	0,138959	-0,272355	0,272355
9	-0,0725241	0,139643	-0,273696	0,273696
10	-0,0753953	0,140302	-0,274988	0,274988
11	-0,0766824	0,141011	-0,276378	0,276378
12	-0,0781265	0,141741	-0,277808	0,277808
13	-0,0810366	0,142495	-0,279285	0,279285
14	-0,0804208	0,143301	-0,280865	0,280865
15	0,0315526	0,14409	-0,282413	0,282413
16	0,0354082	0,144212	-0,28265	0,28265
17	0,0701821	0,144364	-0,282949	0,282949
18	0,25159	0,144961	-0,28412	0,28412
19	0,0932886	0,15243	-0,298757	0,298757

**El StatAdvisor**

Esta tabla muestra las autocorrelaciones estimadas entre los residuos a diferentes retrasos. El coeficiente de autocorrelación con retraso  $k$  mide la correlación entre los residuos al tiempo  $t$  y al tiempo  $t-k$ . También se muestran límites de probabilidad del 95,0% alrededor de 0. Si los límites de probabilidad a un retraso particular no contienen el coeficiente estimado, hay una correlación estadísticamente significativa a ese retraso al nivel de confianza del 95,0%. En este caso, ninguno de los 24 coeficientes de autocorrelación son estadísticamente significativos, implicando que la serie de tiempo bien puede ser completamente aleatoria (ruido blanco). Puede graficar los coeficientes de autocorrelación seleccionando Función de Autocorrelación Residual de la lista de Opciones Gráficas.

**Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS****Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,290897
DMENOS	0,416
DN	0,416
Valor-P	0,0

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

**1.2. %BOLSAS DE PLÁSTICO (AJUSTE LN)****Tabla ANOVA para %D por % Bolsas Plástico**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,336973	2	0,168487	5,44	0,0070
Intra grupos	1,70299	55	0,0309634		
Total (Corr.)	2,03996	57			

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,84611	0,167499

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,0225143	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0582646	0,13252	-0,259736	0,259736
3	-0,157201	0,132969	-0,260615	0,260615
4	0,00269463	0,136191	-0,266929	0,266929
5	-0,0471983	0,136191	-0,266931	0,266931
6	-0,0612181	0,136478	-0,267493	0,267493
7	-0,0557487	0,136959	-0,268435	0,268435
8	-0,060889	0,137357	-0,269214	0,269214
9	-0,0598972	0,137829	-0,270141	0,270141
10	-0,0635326	0,138285	-0,271034	0,271034
11	-0,0621485	0,138796	-0,272036	0,272036
12	-0,0686528	0,139284	-0,272991	0,272991
13	-0,0610339	0,139876	-0,274153	0,274153
14	-0,0803821	0,140343	-0,275067	0,275067
15	0,0423479	0,141148	-0,276645	0,276645
16	-0,00771789	0,141371	-0,277082	0,277082
17	0,0247984	0,141378	-0,277096	0,277096
18	0,238639	0,141454	-0,277246	0,277246
19	0,0767796	0,148349	-0,29076	0,29076

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

## Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,299649
DMENOS	0,407248
DN	0,407248
Valor-P	8,826E-9

## 1.3. %BOLSAS DE PLÁSTICO-KRUSKAL WALLIS

### Prueba de Kruskal-Wallis para %D por % Bolsas Plástico

% Bolsas Plástico	Tamaño Muestra	Rango Promedio
ALTO	3	14,5
BAJO	52	30,5481
MUY ALTO	3	26,3333

Estadístico = 4,74478 Valor-P = 0,0932575

Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95,0% de confianza.

## 1.4. % RESTO DE PLÁSTICOS

### Tabla ANOVA para %D por %Resto Plásticos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	54,3048	1	54,3048	0,27	0,6079
Intra grupos	11422,0	56	203,964		
Total (Corr.)	11476,3	57			

#### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de %D en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,266247, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de %D entre un nivel de %Resto Plásticos y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,266247	0,607892

#### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de %D dentro de cada uno de los 2 niveles de %Resto Plásticos es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS  
Modelo: ARIMA(2,0,2) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,176138	0,131306	-0,257356	0,257356
2	0,0843556	0,135319	-0,265221	0,265221
3	0,00601161	0,136222	-0,266992	0,266992
4	0,00812428	0,136227	-0,267001	0,267001
5	-0,019076	0,136235	-0,267017	0,267017
6	-0,0909068	0,136281	-0,267107	0,267107
7	-0,105405	0,137323	-0,269149	0,269149
8	-0,121809	0,138711	-0,271869	0,271869
9	-0,121319	0,140543	-0,27546	0,27546
10	-0,108969	0,142337	-0,278976	0,278976
11	-0,0842917	0,143768	-0,281781	0,281781
12	-0,0422631	0,144618	-0,283446	0,283446
13	0,000675356	0,144831	-0,283864	0,283864
14	-0,0354027	0,144831	-0,283864	0,283864
15	0,161999	0,14498	-0,284156	0,284156
16	-0,15417	0,148068	-0,290208	0,290208
17	0,239642	0,15081	-0,295583	0,295583
18	0,1894	0,157239	-0,308183	0,308183
19	0,0188937	0,161124	-0,315798	0,315798

#### El StatAdvisor

Esta tabla muestra las autocorrelaciones estimadas entre los residuos a diferentes retrasos. El coeficiente de autocorrelación con retraso k mide la correlación entre los residuos al tiempo t y al tiempo t-k. También se muestran límites de probabilidad del 95,0% alrededor de 0. Si los límites de probabilidad a un retraso particular no contienen el coeficiente estimado, hay una correlación estadísticamente significativa a ese retraso al nivel de confianza del 95,0%. En este caso, ninguno de los 24 coeficientes de autocorrelación son estadísticamente significativos, implicando que la serie de tiempo bien puede ser completamente aleatoria (ruido blanco). Puede graficar los coeficientes de autocorrelación seleccionando Función de Autocorrelación Residual de la lista de Opciones Gráficas.

#### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

##### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,285256
DMENOS	0,438882
DN	0,438882
Valor-P	0,0

#### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.5. %RESTO DE PLÁSTICOS-LN (%D)

**Tabla ANOVA para %D por %Resto Plásticos**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,00772832	1	0,00772832	0,21	0,6462
Intra grupos	2,03223	56	0,0362898		
Total (Corr.)	2,03996	57			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,212961	0,646244

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,0265151	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,146268	0,132546	-0,259787	0,259787
3	-0,17975	0,135348	-0,265279	0,265279
4	-0,0278485	0,139474	-0,273364	0,273364
5	-0,0767498	0,139571	-0,273555	0,273555
6	-0,0426116	0,14031	-0,275002	0,275002
7	-0,0651706	0,140536	-0,275447	0,275447
8	-0,0605257	0,141066	-0,276484	0,276484
9	-0,0575692	0,141521	-0,277376	0,277376
10	-0,078371	0,141931	-0,27818	0,27818
11	-0,0468094	0,142688	-0,279664	0,279664
12	-0,103743	0,142957	-0,280191	0,280191
13	-0,0238232	0,144272	-0,282768	0,282768
14	-0,148507	0,144341	-0,282903	0,282903
15	0,0904363	0,146997	-0,288109	0,288109
16	-0,0740625	0,14797	-0,290016	0,290016
17	0,145373	0,148619	-0,291288	0,291288
18	0,280874	0,151093	-0,296137	0,296137
19	0,135099	0,159991	-0,313577	0,313577

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,29268
DMENOS	0,431458
DN	0,431458
Valor-P	0,0

## 1.6. %RESTO DE PLÁSTICOS (KRUSKAL WALLIS)

**Prueba de Kruskal-Wallis para %D por %Resto Plásticos**

<i>%Resto Plásticos</i>	<i>Tamaño Muestra</i>	<i>Rango Promedio</i>
ALTO	3	26,3333
BAJO	55	29,6727

Estadístico = 0,197486 Valor-P = 0,656757

## 1.7. ACERO

**Tabla ANOVA para %D por % Acero**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	54,3048	1	54,3048	0,27	0,6079
Intra grupos	11422,0	56	203,964		
Total (Corr.)	11476,3	57			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de %D en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,266247, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de %D entre un nivel de % Acero y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,266247	0,607892

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de %D dentro de cada uno de los 2 niveles de % Acero es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,2) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,176138	0,131306	-0,257356	0,257356
2	0,0843556	0,135319	-0,265221	0,265221
3	0,00601161	0,136222	-0,266992	0,266992
4	0,00812428	0,136227	-0,267001	0,267001
5	-0,019076	0,136235	-0,267017	0,267017
6	-0,0909068	0,136281	-0,267107	0,267107
7	-0,105405	0,137323	-0,269149	0,269149
8	-0,121809	0,138711	-0,271869	0,271869
9	-0,121319	0,140543	-0,27546	0,27546
10	-0,108969	0,142337	-0,278976	0,278976
11	-0,0842917	0,143768	-0,281781	0,281781
12	-0,0422631	0,144618	-0,283446	0,283446
13	0,000675356	0,144831	-0,283864	0,283864
14	-0,0354027	0,144831	-0,283864	0,283864
15	0,161999	0,14498	-0,284156	0,284156
16	-0,15417	0,148068	-0,290208	0,290208
17	0,239642	0,15081	-0,295583	0,295583
18	0,1894	0,157239	-0,308183	0,308183
19	0,0188937	0,161124	-0,315798	0,315798

### El StatAdvisor

Esta tabla muestra las autocorrelaciones estimadas entre los residuos a diferentes retrasos. El coeficiente de autocorrelación con retraso k mide la correlación entre los residuos al tiempo t y al tiempo t-k. También se muestran límites de probabilidad del 95,0% alrededor de 0. Si los límites de probabilidad a un retraso particular no contienen el coeficiente estimado, hay una correlación estadísticamente significativa a ese retraso al nivel de confianza del 95,0%. En este caso, ninguno de los 24 coeficientes de autocorrelación son estadísticamente significativos, implicando que la serie de tiempo bien puede ser completamente aleatoria (ruido blanco). Puede graficar los coeficientes de autocorrelación seleccionando Función de Autocorrelación Residual de la lista de Opciones Gráficas.

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Ajuste de Datos No Censurados - RESIDUOS

Datos/Variable: RESIDUOS (Residuos) 58 valores con rango desde -47,5291 a 11,0

Distribuciones Ajustadas

Normal
media = -3,44828E-7
desviación estándar = 14,1558

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,285256
DMENOS	0,438882
DN	0,438882
Valor-P	0,0

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.8. ACERO-LN (%D)

**Tabla ANOVA para %D por % Acero**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,00772832	1	0,00772832	0,21	0,6462
Intra grupos	2,03223	56	0,0362898		
Total (Corr.)	2,03996	57			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,212961	0,646244

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Límite en 95,0% Inferior</i>	<i>Límite en 95,0% Superior</i>
1	0,0265151	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,146268	0,132546	-0,259787	0,259787
3	-0,17975	0,135348	-0,265279	0,265279
4	-0,0278485	0,139474	-0,273364	0,273364
5	-0,0767498	0,139571	-0,273555	0,273555

6	-0,0426116	0,14031	-0,275002	0,275002
7	-0,0651706	0,140536	-0,275447	0,275447
8	-0,0605257	0,141066	-0,276484	0,276484
9	-0,0575692	0,141521	-0,277376	0,277376
10	-0,078371	0,141931	-0,27818	0,27818
11	-0,0468094	0,142688	-0,279664	0,279664
12	-0,103743	0,142957	-0,280191	0,280191
13	-0,0238232	0,144272	-0,282768	0,282768
14	-0,148507	0,144341	-0,282903	0,282903
15	0,0904363	0,146997	-0,288109	0,288109
16	-0,0740625	0,14797	-0,290016	0,290016
17	0,145373	0,148619	-0,291288	0,291288
18	0,280874	0,151093	-0,296137	0,296137
19	0,135099	0,159991	-0,313577	0,313577

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,29268
DMENOS	0,431458
DN	0,431458
Valor-P	0,0

## 1.9. ACERO- KRUSKAL WALLIS

### Prueba de Kruskal-Wallis para %D por % Acero

% Acero	Tamaño Muestra	Rango Promedio
BAJO	55	29,6727
MEDIO	3	26,3333

Estadístico = 0,197486 Valor-P = 0,656757

## 1.10. Aluminio

### Tabla ANOVA para %D por % Aluminio

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	120,747	2	60,3733	0,29	0,7476
Intra grupos	11355,5	55	206,464		
Total (Corr.)	11476,3	57			

El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de %D en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,292416, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de %D entre un nivel de % Aluminio y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

Verificación de la varianza

Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,292416	0,747611

El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de %D dentro de cada uno de los 3 niveles de % Aluminio es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,2) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	-0,173288	0,131306	-0,257356	0,257356
2	0,0909854	0,135192	-0,264972	0,264972
3	-0,00490457	0,136244	-0,267033	0,267033
4	0,0156827	0,136247	-0,267039	0,267039
5	-0,00218623	0,136278	-0,2671	0,2671
6	-0,0707552	0,136278	-0,267101	0,267101
7	-0,0852035	0,13691	-0,26834	0,26834
8	-0,10271	0,137821	-0,270126	0,270126
9	-0,104826	0,139135	-0,2727	0,2727
10	-0,0965843	0,14049	-0,275356	0,275356
11	-0,0777194	0,14163	-0,277591	0,277591
12	-0,0427412	0,142364	-0,279028	0,279028
13	-0,00946207	0,142585	-0,279461	0,279461
14	-0,0491276	0,142596	-0,279483	0,279483
15	0,134092	0,142887	-0,280054	0,280054
16	-0,174487	0,14504	-0,284275	0,284275
17	0,214481	0,148616	-0,291282	0,291282
18	0,178054	0,15386	-0,30156	0,30156
19	0,0153773	0,157372	-0,308445	0,308445

El StatAdvisor

Esta tabla muestra las autocorrelaciones estimadas entre los residuos a diferentes retrasos. El coeficiente de autocorrelación con retraso k mide la correlación entre los residuos al tiempo t y al tiempo t-k. También se muestran límites de probabilidad del 95,0% alrededor de 0. Si los límites de probabilidad a un retraso particular no contienen el coeficiente estimado, hay una correlación estadísticamente significativa a ese retraso al nivel de confianza del 95,0%. En este caso, ninguno de los 24 coeficientes de autocorrelación son estadísticamente significativos,

implicando que la serie de tiempo bien puede ser completamente aleatoria (ruido blanco). Puede graficar los coeficientes de autocorrelación seleccionando Función de Autocorrelación Residual de la lista de Opciones Gráficas.

**Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS**

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,266394
DMENOS	0,396717
DN	0,396717
Valor-P	<b>2,35664E-8</b>

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

**1.11. ALUMINIO-LN (%D)**

**Tabla ANOVA para %D por % Aluminio**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,0162986	2	0,00814931	<b>0,22</b>	<b>0,8020</b>
Intra grupos	2,02366	55	0,0367938		
Total (Corr.)	2,03996	57			

**Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS**

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,221486	<b>0,802039</b>

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,0243056	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,143945	0,132531	-0,259757	0,259757
3	-0,185395	0,135246	-0,265079	0,265079
4	-0,0292467	0,139634	-0,273678	0,273678

5	-0,0820042	0,139741	-0,273888	0,273888
6	-0,0462339	0,140583	-0,275538	0,275538
7	-0,0697049	0,14085	-0,276061	0,276061
8	-0,063897	0,141453	-0,277244	0,277244
9	-0,0615936	0,141959	-0,278235	0,278235
10	-0,081241	0,142427	-0,279152	0,279152
11	-0,0506298	0,143238	-0,280741	0,280741
12	-0,105678	0,143551	-0,281356	0,281356
13	-0,0280558	0,14491	-0,284018	0,284018
14	-0,148566	0,145005	-0,284205	0,284205
15	0,0858862	0,147651	-0,289392	0,289392
16	-0,0721765	0,148525	-0,291104	0,291104
17	0,138844	0,149139	-0,292308	0,292308
18	0,284619	0,15139	-0,296719	0,296719
19	0,140591	0,160503	-0,314581	0,314581

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,276517
DMENOS	0,395323
DN	0,395323
Valor-P	2,67861E-8

## 1.12. ALUMINIO-KRUSKAL WALLIS

#### Prueba de Kruskal-Wallis para %D por % Aluminio

% Aluminio	Tamaño Muestra	Rango Promedio
AUSENTE	17	31,2941
BAJO	38	28,9474
MUY ALTO	3	26,3333

Estadístico = 0,600155 Valor-P = 0,740761

## 1.13. OTROS-LN (%D)

#### Tabla ANOVA para %D por OTROS\_2

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,126159	2	0,0630797	1,81	0,1728
Intra grupos	1,9138	55	0,0347964		
Total (Corr.)	2,03996	57			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,81282	0,172808

## b. Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,00511197	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0931195	0,132457	-0,259611	0,259611
3	-0,241022	0,1336	-0,261852	0,261852
4	-0,069435	0,141022	-0,276399	0,276399
5	-0,0494313	0,141621	-0,277572	0,277572
6	-0,012644	0,141923	-0,278165	0,278165
7	-0,0473502	0,141943	-0,278204	0,278204
8	-0,0495597	0,14222	-0,278746	0,278746
9	-0,0513633	0,142523	-0,27934	0,27934
10	-0,0572614	0,142847	-0,279975	0,279975
11	-0,0487125	0,143249	-0,280764	0,280764
12	-0,0678911	0,143539	-0,281333	0,281333
13	-0,0410645	0,144102	-0,282435	0,282435
14	-0,116526	0,144307	-0,282837	0,282837
15	0,0510974	0,145948	-0,286054	0,286054
16	-0,106174	0,146262	-0,286668	0,286668
17	0,115035	0,147608	-0,289306	0,289306
18	0,276005	0,149172	-0,292373	0,292373
19	0,121759	0,157877	-0,309435	0,309435

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,265014
DMENOS	0,39903
DN	0,39903
Valor-P	1,9035E-8

## 1.14. OTROS- KRUSKAL WALLIS

### Prueba de Kruskal-Wallis para %D por OTROS\_2

OTROS_2	Tamaño Muestra	Rango Promedio
ALTO	33	29,803
BAJO	8	24,4375
MUY ALTO	17	31,2941

Estadístico = 1,63584 Valor-P = 0,441348

## 2. F-Q-FORSU-%D

### 2.1. %MOT-%D

#### Tabla ANOVA para FQ FORSU-%D.%D por %MOT

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	3666,44	1	3666,44	26,29	0,0000
Intra grupos	7809,83	56	139,461		
Total (Corr.)	11476,3	57			

#### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de FQ FORSU-%D.%D en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 26,2901, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la prueba-F es menor que 0,05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de FQ FORSU-%D.%D entre un nivel de %MOT y otro, con un nivel del 95,0% de confianza. Para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras, seleccione Pruebas de Múltiples Rangos, de la lista de Opciones Tabulares.

#### Verificación de la varianza

##### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,0348768	0,852529

#### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de FQ FORSU-%D.%D dentro de cada uno de los 2 niveles de %MOT es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,2,1) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	-0,106667	0,133631	-0,261912	0,261912
2	-0,161698	0,135143	-0,264875	0,264875
3	-0,0317834	0,138554	-0,271562	0,271562
4	-0,174607	0,138684	-0,271817	0,271817
5	0,00175206	0,142556	-0,279405	0,279405
6	0,00176702	0,142556	-0,279406	0,279406
7	0,00178733	0,142557	-0,279407	0,279407
8	0,00181317	0,142557	-0,279407	0,279407
9	0,00184479	0,142558	-0,279408	0,279408
10	0,00188242	0,142558	-0,279409	0,279409
11	0,00192631	0,142558	-0,27941	0,27941
12	0,00197673	0,142559	-0,279411	0,279411
13	-0,0697155	0,142559	-0,279412	0,279412
14	-0,16729	0,143167	-0,280603	0,280603
15	0,00843529	0,146616	-0,287363	0,287363
16	-0,099113	0,146625	-0,28738	0,28738
17	0,337742	0,147816	-0,289715	0,289715
18	0,16658	0,161008	-0,31557	0,31557

### El StatAdvisor

Esta tabla muestra las autocorrelaciones estimadas entre los residuos a diferentes retrasos. El coeficiente de autocorrelación con retraso k mide la correlación entre los residuos al tiempo t y al tiempo t-k. También se muestran límites de probabilidad del 95,0% alrededor de 0. Si los límites de probabilidad a un retraso particular no contienen el coeficiente estimado, hay una correlación estadísticamente significativa a ese retraso al nivel de confianza del 95,0%. En este caso, uno de los 24 coeficientes de autocorrelación es estadísticamente significativo al nivel de confianza del 95,0% nivel de confianza, implicando que los residuos pueden no ser completamente aleatorios (ruido blanco). Puede graficar los coeficientes de autocorrelación seleccionando Función de Autocorrelación Residual de la lista de Opciones Gráficas.

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,526433	0,0

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal. La prueba de Shapiro-Wilk está basada en la comparación de los cuartiles de la distribución normal ajustada a los datos.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 2.2. MOT- LN (%D)

**Tabla ANOVA para %D por %MOT**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,322794	1	0,322794	10,53	0,0020
Intra grupos	1,71716	56	0,0306637		
Total (Corr.)	2,03996	57			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	3,21293	0,0784609

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,00507985	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0846588	0,132457	-0,259611	0,259611
3	-0,156693	0,133403	-0,261465	0,261465
4	-0,00339404	0,136593	-0,267719	0,267719
5	-0,0656989	0,136595	-0,267721	0,267721
6	-0,0669518	0,137148	-0,268806	0,268806
7	-0,0615132	0,13772	-0,269927	0,269927
8	-0,0667027	0,138201	-0,27087	0,27087
9	-0,0660379	0,138765	-0,271975	0,271975
10	-0,0694227	0,139315	-0,273054	0,273054
11	-0,0686778	0,139921	-0,274241	0,274241
12	-0,0742708	0,140511	-0,275397	0,275397
13	-0,0683153	0,141198	-0,276744	0,276744
14	-0,0848889	0,141777	-0,277878	0,277878
15	0,0343622	0,142666	-0,27962	0,27962
16	-0,0103496	0,142811	-0,279905	0,279905
17	0,0158345	0,142824	-0,279931	0,279931
18	0,239374	0,142855	-0,279991	0,279991
19	0,0733426	0,149727	-0,293459	0,293459

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,326506
DMENOS	0,414874
DN	0,414874
Valor-P	0,0

## 2.3. MOT- KRUSKAL WALLIS

---

**Prueba de Kruskal-Wallis para %D por %MOT**

<i>%MOT</i>	<i>Tamaño Muestra</i>	<i>Rango Promedio</i>
BAJO	55	30,3182
MUY ALTO	3	14,5

Estadístico = 4,43113 Valor-P = 0,0352859

## 2.4. C/N

---

**Tabla ANOVA para FQ FORSU-%D.%D por C\_N**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	290,585	2	145,292	0,71	0,4940
Intra grupos	11185,7	55	203,376		
Total (Corr.)	11476,3	57			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de FQ FORSU-%D.%D en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,714402, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de FQ FORSU-%D.%D entre un nivel de C\_N y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,714402	0,49397

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de FQ FORSU-%D.%D dentro de cada uno de los 3 niveles de C\_N es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,0) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,174043	0,131306	-0,257356	0,257356
2	0,0341914	0,135225	-0,265037	0,265037
3	-0,0285458	0,135374	-0,265329	0,265329

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,664985	1,11022E-16

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal. La prueba de Shapiro-Wilk está basada en la comparación de los cuartiles de la distribución normal ajustada a los datos.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 2.5. C/N-LN (%D)

Tabla ANOVA para %D por C\_N

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0409024	2	0,0204512	0,56	0,5729
Intra grupos	1,99906	55	0,0363465		
Total (Corr.)	2,03996	57			

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,562674	0,572928

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,0145135	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,145652	0,132481	-0,259659	0,259659
3	-0,169225	0,135261	-0,265108	0,265108
4	-0,00911814	0,138926	-0,27229	0,27229
5	-0,0719585	0,138937	-0,272311	0,272311
6	-0,0416358	0,139589	-0,27359	0,27359
7	-0,0627845	0,139807	-0,274016	0,274016
8	-0,0580537	0,1403	-0,274984	0,274984
9	-0,0572331	0,140721	-0,275809	0,275809
10	-0,0741101	0,141129	-0,276608	0,276608
11	-0,0495248	0,14181	-0,277943	0,277943
12	-0,0957469	0,142113	-0,278537	0,278537
13	-0,0327318	0,14324	-0,280746	0,280746
14	-0,131834	0,143372	-0,281004	0,281004
15	0,0806398	0,145483	-0,285141	0,285141
16	-0,0553751	0,146265	-0,286674	0,286674
17	0,145668	0,146632	-0,287394	0,287394
18	0,285335	0,149149	-0,292328	0,292328
19	0,162641	0,158437	-0,310531	0,310531

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,260833
DMENOS	0,395473
DN	0,395473
Valor-P	2,64198E-8

## 2.6. C/N- KRUSKAL WALLIS

○

**Prueba de Kruskal-Wallis para %D por C\_N**

C_N	Tamaño Muestra	Rango Promedio
ALTO	17	31,2941
BAJO	23	27,5217
MEDIO	18	30,3333

Estadístico = 0,978779 Valor-P = 0,613

## 2.7. P- LN (%D) (Se modifican rangos)

**Tabla ANOVA para %D por P\_1**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0227586	1	0,0227586	0,63	0,4300
Intra grupos	2,0172	56	0,0360214		
Total (Corr.)	2,03996	57			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,631808	0,430049

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,0395924	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,169685	0,132661	-0,260011	0,260011
3	-0,160175	0,136415	-0,26737	0,26737
4	-0,0146888	0,139676	-0,27376	0,27376
5	-0,0554327	0,139703	-0,273813	0,273813
6	-0,0237544	0,140088	-0,274569	0,274569
7	-0,0494318	0,140159	-0,274707	0,274707
8	-0,0477456	0,140464	-0,275306	0,275306
9	-0,0479621	0,140749	-0,275863	0,275863
10	-0,0660214	0,141035	-0,276425	0,276425
11	-0,0438783	0,141577	-0,277485	0,277485
12	-0,0909547	0,141815	-0,277953	0,277953
13	-0,0292066	0,142835	-0,279951	0,279951
14	-0,141161	0,142939	-0,280157	0,280157
15	0,0733429	0,145365	-0,28491	0,28491
16	-0,0883197	0,146012	-0,286179	0,286179
17	0,134775	0,146947	-0,28801	0,28801
18	0,277477	0,149099	-0,29223	0,29223
19	0,114315	0,157899	-0,309477	0,309477

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,279363
DMENOS	0,403714
DN	0,403714
Valor-P	1,23072E-8

## 2.8. P- KRUSKAL WALLIS

○

### Prueba de Kruskal-Wallis para %D por P\_1

<i>P_1</i>	<i>Tamaño Muestra</i>	<i>Rango Promedio</i>
BAJO	25	29,1
MUY BAJO	33	29,803

Estadístico = 0,0437642 Valor-P = 0,834293

## 2.9. K

### Tabla ANOVA para FQ FORSU-%D.%D por K

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	3666,44	1	3666,44	26,29	0,0000
Intra grupos	7809,83	56	139,461		
Total (Corr.)	11476,3	57			

#### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de FQ FORSU-%D.%D en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 26,2901, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la prueba-F es menor que 0,05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de FQ FORSU-%D.%D entre un nivel de K y otro, con un nivel del 95,0% de confianza. Para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras, seleccione Pruebas de Múltiples Rangos, de la lista de Opciones Tabulares.

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,0348768	0,852529

## El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de FQ FORSU-%D.%D dentro de cada uno de los 2 niveles de K es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,2,1) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,106667	0,133631	-0,261912	0,261912
2	-0,161698	0,135143	-0,264875	0,264875
3	-0,0317834	0,138554	-0,271562	0,271562
4	-0,174607	0,138684	-0,271817	0,271817

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,526433	0,0

## El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal. La prueba de Shapiro-Wilk está basada en la comparación de los cuartiles de la distribución normal ajustada a los datos.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 2.10. K- LN (%D)

○

## Tabla ANOVA para %D por K

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,322794	1	0,322794	10,53	0,0020
Intra grupos	1,71716	56	0,0306637		
Total (Corr.)	2,03996	57			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	3,21293	0,0784609

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Límite en 95,0%</i>	
			<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,00507985	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0846588	0,132457	-0,259611	0,259611
3	-0,156693	0,133403	-0,261465	0,261465
4	-0,00339404	0,136593	-0,267719	0,267719
5	-0,0656989	0,136595	-0,267721	0,267721
6	-0,0669518	0,137148	-0,268806	0,268806
7	-0,0615132	0,13772	-0,269927	0,269927
8	-0,0667027	0,138201	-0,27087	0,27087
9	-0,0660379	0,138765	-0,271975	0,271975
10	-0,0694227	0,139315	-0,273054	0,273054
11	-0,0686778	0,139921	-0,274241	0,274241
12	-0,0742708	0,140511	-0,275397	0,275397
13	-0,0683153	0,141198	-0,276744	0,276744
14	-0,0848889	0,141777	-0,277878	0,277878
15	0,0343622	0,142666	-0,27962	0,27962
16	-0,0103496	0,142811	-0,279905	0,279905
17	0,0158345	0,142824	-0,279931	0,279931
18	0,239374	0,142855	-0,279991	0,279991
19	0,0733426	0,149727	-0,293459	0,293459

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,326506
DMENOS	0,414874
DN	0,414874
Valor-P	0,0

## 2.11. K- KRUSKAL WALLIS

○

### Prueba de Kruskal-Wallis para %D por K

K	Tamaño Muestra	Rango Promedio
ALTO	3	14,5
BAJO	55	30,3182

Estadístico = 4,43113 Valor-P = 0,0352859

## 2.12. Ca- LN (%D)

### Tabla ANOVA para %D por Ca

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,227623	1	0,227623	7,03	0,0104
Intra grupos	1,81234	56	0,0323631		
Total (Corr.)	2,03996	57			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	9,12981	0,00378644

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,040166	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,048764	0,132667	-0,260023	0,260023
3	-0,181974	0,132981	-0,260638	0,260638
4	-0,0191022	0,13728	-0,269064	0,269064
5	-0,0338748	0,137327	-0,269156	0,269156
6	-0,0443745	0,137473	-0,269443	0,269443
7	-0,0491148	0,137724	-0,269935	0,269935
8	-0,0506886	0,138031	-0,270537	0,270537
9	-0,0482183	0,138357	-0,271176	0,271176
10	-0,0581753	0,138652	-0,271753	0,271753

11	-0,0447732	0,139079	-0,272591	0,272591
12	-0,071218	0,139332	-0,273086	0,273086
13	-0,0325876	0,139969	-0,274335	0,274335
14	-0,0992701	0,140102	-0,274596	0,274596
15	0,0763954	0,141331	-0,277004	0,277004
16	-0,0306183	0,142054	-0,27842	0,27842
17	0,0935315	0,142169	-0,278647	0,278647
18	0,254152	0,143245	-0,280755	0,280755
19	0,107588	0,150949	-0,295854	0,295854

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,666415	2,22045E-16

## 2.13. Ca- KRUSKAL WALLIS

## Prueba de Kruskal-Wallis para %D por Ca

Ca	Tamaño Muestra	Rango Promedio
BAJO	52	30,5481
MUY ALTO	6	20,4167

Estadístico = 3,43726 Valor-P = 0,0637379

## 2.14. Mg-LN (%D)

## Tabla ANOVA para %D por Mg

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,322794	1	0,322794	10,53	0,0020
Intra grupos	1,71716	56	0,0306637		
Total (Corr.)	2,03996	57			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	3,21293	0,0784609

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	-0,00507985	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0846588	0,132457	-0,259611	0,259611
3	-0,156693	0,133403	-0,261465	0,261465
4	-0,00339404	0,136593	-0,267719	0,267719
5	-0,0656989	0,136595	-0,267721	0,267721
6	-0,0669518	0,137148	-0,268806	0,268806
7	-0,0615132	0,13772	-0,269927	0,269927
8	-0,0667027	0,138201	-0,27087	0,27087
9	-0,0660379	0,138765	-0,271975	0,271975
10	-0,0694227	0,139315	-0,273054	0,273054
11	-0,0686778	0,139921	-0,274241	0,274241
12	-0,0742708	0,140511	-0,275397	0,275397
13	-0,0683153	0,141198	-0,276744	0,276744
14	-0,0848889	0,141777	-0,277878	0,277878
15	0,0343622	0,142666	-0,27962	0,27962
16	-0,0103496	0,142811	-0,279905	0,279905
17	0,0158345	0,142824	-0,279931	0,279931
18	0,239374	0,142855	-0,279991	0,279991
19	0,0733426	0,149727	-0,293459	0,293459

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Normalidad para RESIDUOS**

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,629625	0,0

## 2.15. Mg- KRUSKAL WALLIS

**Prueba de Kruskal-Wallis para %D por Mg**

Mg	Tamaño Muestra	Rango Promedio
BAJO	55	30,3182
MUY ALTO	3	14,5

Estadístico = 4,43113 Valor-P = 0,0352859

## 2.16. Cd- LN (%D)

**Tabla ANOVA para %D por Cd**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,227623	1	0,227623	7,03	0,0104
Intra grupos	1,81234	56	0,0323631		
Total (Corr.)	2,03996	57			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	9,12981	0,00378644

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,040166	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,048764	0,132667	-0,260023	0,260023
3	-0,181974	0,132981	-0,260638	0,260638
4	-0,0191022	0,13728	-0,269064	0,269064
5	-0,0338748	0,137327	-0,269156	0,269156
6	-0,0443745	0,137473	-0,269443	0,269443
7	-0,0491148	0,137724	-0,269935	0,269935
8	-0,0506886	0,138031	-0,270537	0,270537
9	-0,0482183	0,138357	-0,271176	0,271176
10	-0,0581753	0,138652	-0,271753	0,271753
11	-0,0447732	0,139079	-0,272591	0,272591
12	-0,071218	0,139332	-0,273086	0,273086
13	-0,0325876	0,139969	-0,274335	0,274335
14	-0,0992701	0,140102	-0,274596	0,274596
15	0,0763954	0,141331	-0,277004	0,277004
16	-0,0306183	0,142054	-0,27842	0,27842
17	0,0935315	0,142169	-0,278647	0,278647
18	0,254152	0,143245	-0,280755	0,280755
19	0,107588	0,150949	-0,295854	0,295854

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Normalidad para RESIDUOS**

<i>Prueba</i>	<i>Estadístico</i>	<i>Valor-P</i>
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,666415	2,22045E-16

## 2.17. Cd- KRUSKAL WALLIS

---

**Prueba de Kruskal-Wallis para %D por Cd**

<i>Cd</i>	<i>Tamaño Muestra</i>	<i>Rango Promedio</i>
BAJO	52	30,5481
NO DETECTADO	6	20,4167

Estadístico = 3,43726 Valor-P = 0,0637379

## 2.18. Cu- LN (%D)

---

**Tabla ANOVA para %D por Cu**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,0109712	1	0,0109712	0,30	0,5843
Intra grupos	2,02899	56	0,0362319		
Total (Corr.)	2,03996	57			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,302806	0,584317

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,0327567	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,164695	0,132595	-0,259882	0,259882
3	-0,169542	0,136137	-0,266824	0,266824
4	-0,0199119	0,139792	-0,273988	0,273988
5	-0,0846284	0,139842	-0,274085	0,274085
6	-0,0507967	0,140737	-0,275841	0,275841
7	-0,0732868	0,141059	-0,276471	0,276471
8	-0,0679524	0,141725	-0,277777	0,277777
9	-0,0659882	0,142296	-0,278895	0,278895
10	-0,0847552	0,142831	-0,279945	0,279945
11	-0,0558921	0,143711	-0,281669	0,281669
12	-0,108408	0,144092	-0,282416	0,282416
13	-0,0344529	0,145516	-0,285206	0,285206
14	-0,150039	0,145659	-0,285487	0,285487
15	0,0783529	0,148345	-0,290752	0,290752
16	-0,0714788	0,14907	-0,292172	0,292172
17	0,127763	0,14967	-0,293348	0,293348
18	0,290389	0,151571	-0,297075	0,297075
19	0,132963	0,161036	-0,315625	0,315625

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,580273	0,0

## 2.19. Cu- KRUSKAL WALLIS

Prueba de Kruskal-Wallis para %D por Cu

Cu	Tamaño Muestra	Rango Promedio
BAJO	41	28,7561
MEDIO	17	31,2941

Estadístico = 0,481881 Valor-P = 0,487571

## 2.20. Ni- LN (%D)

**Tabla ANOVA para %D por Ni**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,336973	2	0,168487	5,44	0,0070
Intra grupos	1,70299	55	0,0309634		
Total (Corr.)	2,03996	57			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	1,84611	0,167499

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Límite en 95,0% Inferior</i>	<i>Límite en 95,0% Superior</i>
1	-0,0225143	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0582646	0,13252	-0,259736	0,259736
3	-0,157201	0,132969	-0,260615	0,260615
4	0,00269463	0,136191	-0,266929	0,266929
5	-0,0471983	0,136191	-0,266931	0,266931
6	-0,0612181	0,136478	-0,267493	0,267493
7	-0,0557487	0,136959	-0,268435	0,268435
8	-0,060889	0,137357	-0,269214	0,269214
9	-0,0598972	0,137829	-0,270141	0,270141
10	-0,0635326	0,138285	-0,271034	0,271034
11	-0,0621485	0,138796	-0,272036	0,272036
12	-0,0686528	0,139284	-0,272991	0,272991
13	-0,0610339	0,139876	-0,274153	0,274153
14	-0,0803821	0,140343	-0,275067	0,275067
15	0,0423479	0,141148	-0,276645	0,276645
16	-0,00771789	0,141371	-0,277082	0,277082
17	0,0247984	0,141378	-0,277096	0,277096
18	0,238639	0,141454	-0,277246	0,277246
19	0,0767796	0,148349	-0,29076	0,29076

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Normalidad para RESIDUOS**

<i>Prueba</i>	<i>Estadístico</i>	<i>Valor-P</i>
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,659737	0,0

## 2.21. Ni- KRUSKAL WALLIS

---

**Prueba de Kruskal-Wallis para %D por Ni**

<i>Ni</i>	<i>Tamaño Muestra</i>	<i>Rango Promedio</i>
BAJO	3	26,3333
MUY ALTO	52	30,5481
NO DETECTADO	3	14,5

Estadístico = 4,74478 Valor-P = 0,0932575

## 2.22. Pb

---

**Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por Pb**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,122581	2	0,0612906	1,79	0,1762
Intra grupos	1,88132	55	0,0342058		
Total (Corr.)	2,0039	57			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	1,79182	0,176248

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,000292174	0,132453	-0,259604	0,259604

2	0,0954836	0,132453	-0,259604	0,259604
3	-0,240142	0,133655	-0,26196	0,26196
4	-0,0635842	0,141022	-0,276399	0,276399
5	-0,0486206	0,141524	-0,277383	0,277383
6	-0,00943167	0,141817	-0,277956	0,277956
7	-0,0459221	0,141828	-0,277978	0,277978
8	-0,0467881	0,142088	-0,278489	0,278489
9	-0,0496273	0,142358	-0,279018	0,279018
10	-0,0551433	0,142662	-0,279612	0,279612
11	-0,0469027	0,143035	-0,280344	0,280344
12	-0,0661888	0,143305	-0,280873	0,280873
13	-0,0394318	0,14384	-0,281922	0,281922
14	-0,113534	0,14403	-0,282293	0,282293
15	0,0478091	0,145591	-0,285354	0,285354
16	-0,10522	0,145866	-0,285893	0,285893
17	0,109909	0,147192	-0,288491	0,288491
18	0,271829	0,148625	-0,2913	0,2913
19	0,115779	0,157105	-0,307921	0,307921

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,266101
DMENOS	0,398978
DN	0,398978
Valor-P	1,91284E-8

## 2.23. Pb-KRUSKAL WALLIS

○

Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por Pb

<i>Pb</i>	<i>Tamaño Muestra</i>	<i>Rango Promedio</i>
BAJO	8	24,4375
MEDIO	17	29,9706
MUY ALTO	33	30,4848

Estadístico = 1,49861 Valor-P = 0,472694

## 2.24. Fe- LN (%D)

**Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por Fe**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0103429	1	0,0103429	0,29	0,5920
Intra grupos	1,99356	56	0,0355993		
Total (Corr.)	2,0039	57			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,290537	0,592013

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	0,040274	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,16657	0,132668	-0,260025	0,260025
3	-0,155341	0,136288	-0,267119	0,267119
4	-0,0171071	0,139359	-0,27314	0,27314
5	-0,0738435	0,139396	-0,273212	0,273212
6	-0,0451564	0,140081	-0,274554	0,274554
7	-0,0657177	0,140336	-0,275054	0,275054
8	-0,0631573	0,140875	-0,27611	0,27611
9	-0,0614079	0,141371	-0,277082	0,277082
10	-0,0811519	0,141838	-0,277997	0,277997
11	-0,0537895	0,14265	-0,279589	0,279589
12	-0,106818	0,143005	-0,280286	0,280286
13	-0,0334534	0,144398	-0,283016	0,283016
14	-0,152852	0,144534	-0,283283	0,283283
15	0,0734234	0,147343	-0,288787	0,288787
16	-0,0812039	0,147983	-0,290043	0,290043
17	0,112851	0,148763	-0,291571	0,291571
18	0,276541	0,150258	-0,2945	0,2945
19	0,100223	0,158936	-0,311509	0,311509

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,306422
DMENOS	0,395132
DN	0,395132
Valor-P	2,72597E-8

## 2.25. Pb- KRUSKAL WALLIS

**Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por Fe**

<i>Fe</i>	<i>Tamaño Muestra</i>	<i>Rango Promedio</i>
ALTO	17	29,9706
MUY ALTO	41	29,3049

Estadístico = 0,0331438 Valor-P = 0,85554

## 2.26. Cr

**Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por Cr**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,21596	2	0,10798	1,41	0,3267
Intra grupos	0,382654	5	0,0765307		
Total (Corr.)	0,598613	7			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,815499	0,493711

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Caminata aleatoria

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,0171401	0,132453	-0,259604	0,259604
2	-0,108062	0,132492	-0,25968	0,25968
3	0,073573	0,134029	-0,262693	0,262693
4	0,0404366	0,134736	-0,264079	0,264079
5	-0,0256958	0,134949	-0,264495	0,264495
6	-0,0957408	0,135035	-0,264664	0,264664
7	-0,0144703	0,13622	-0,266988	0,266988
8	-0,00148217	0,136247	-0,26704	0,26704
9	-0,00166745	0,136248	-0,267041	0,267041
10	-0,00185272	0,136248	-0,267042	0,267042
11	-0,00203799	0,136248	-0,267043	0,267043
12	-0,029454	0,136249	-0,267044	0,267044
13	-0,00822055	0,136361	-0,267262	0,267262
14	-0,087258	0,136369	-0,26728	0,26728
15	0,0439164	0,137345	-0,269193	0,269193
16	0,0508791	0,137592	-0,269675	0,269675
17	-0,000212652	0,137921	-0,270321	0,270321
18	0,00898233	0,137921	-0,270321	0,270321
19	0,000612773	0,137931	-0,270341	0,270341

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,331109
DMENOS	0,403334
DN	0,403334
Valor-P	1,27524E-8

## 2.27. Cr- KRUSKAL WALLIS

Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por Cr

Cr	Tamaño Muestra	Rango Promedio
MEDIO	3	3,0
MUY ALTO	3	5,0
NO DETECTADO	2	6,0

Estadístico = 2,625 Valor-P = 0,269146

## 2.28. Zn

Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por Zn

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,326715	3	0,108905	3,51	0,0213
Intra grupos	1,67719	54	0,031059		
Total (Corr.)	2,0039	57			

Verificación de la varianza

Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,16127	0,333038

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,0195956	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,053316	0,132504	-0,259704	0,259704
3	-0,130718	0,13288	-0,26044	0,26044
4	0,0209405	0,135117	-0,264825	0,264825
5	-0,0520106	0,135174	-0,264937	0,264937
6	-0,0780994	0,135525	-0,265624	0,265624
7	-0,0593669	0,136312	-0,267167	0,267167
8	-0,0671865	0,136765	-0,268055	0,268055
9	-0,0662821	0,137343	-0,269187	0,269187

10	-0,0711417	0,137903	-0,270285	0,270285
11	-0,0681918	0,138545	-0,271544	0,271544
12	-0,0791712	0,139133	-0,272695	0,272695
13	-0,0631648	0,139921	-0,27424	0,27424
14	-0,0818761	0,14042	-0,275219	0,275219
15	0,0500963	0,141255	-0,276856	0,276856
16	0,0262652	0,141567	-0,277466	0,277466
17	0,0162285	0,141652	-0,277633	0,277633
18	0,228188	0,141685	-0,277697	0,277697
19	0,0706103	0,147992	-0,290059	0,290059

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,312354
DMENOS	0,379949
DN	0,379949
Valor-P	<b>1,06752E-7</b>

## 2.29. Zn- KRUSKAL WALLIS

#### Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por Zn

Zn	Tamaño Muestra	Rango Promedio
ALTO	20	30,575
MEDIO	33	29,7879
MUY ALTO	2	36,5
NO DETECTADO	3	14,5

Estadístico = 4,97154 Valor-P = **0,17389**

## 2.30. Cr (VI)- LN (%D)

#### Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por Cr VI

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0392953	2	0,0196477	<b>0,55</b>	<b>0,5801</b>
Intra grupos	1,96461	55	0,0357201		
Total (Corr.)	2,0039	57			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,550045	0,580064

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,0119781	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,144027	0,132472	-0,259641	0,259641
3	-0,17007	0,135192	-0,264971	0,264971
4	-0,00619977	0,138894	-0,272228	0,272228
5	-0,072673	0,138899	-0,272238	0,272238
6	-0,0391701	0,139565	-0,273542	0,273542
7	-0,0626575	0,139757	-0,27392	0,27392
8	-0,0562068	0,140249	-0,274884	0,274884
9	-0,0565848	0,140644	-0,275658	0,275658
10	-0,0725342	0,141043	-0,276439	0,276439
11	-0,0487132	0,141696	-0,277719	0,277719
12	-0,0940046	0,141989	-0,278294	0,278294
13	-0,0323455	0,143077	-0,280426	0,280426
14	-0,12905	0,143205	-0,280677	0,280677
15	0,0764877	0,145231	-0,284648	0,284648
16	-0,0536577	0,145936	-0,28603	0,28603
17	0,142204	0,146282	-0,286707	0,286707
18	0,283248	0,148687	-0,291422	0,291422
19	0,162279	0,15787	-0,30942	0,30942

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,262274
DMENOS	0,394397
DN	0,394397
Valor-P	2,91592E-8

## 2.31. Cr (VI)- KRUSKAL WALLIS

---

### Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por Cr VI

<i>Cr VI</i>	<i>Tamaño Muestra</i>	<i>Rango Promedio</i>
ALTO	18	30,3611
MEDIO	23	27,4783
MUY ALTO	17	31,3235

Estadístico = 1,01994 Valor-P = 0,600515

### 3. FITOTOXICIDAD-%D

#### 3.1. 1\_05-%D

**Tabla ANOVA para %D por IG\_1\_05**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	97,3893	1	97,3893	0,48	0,4916
Intra grupos	11378,5	56	203,187		
Total (Corr.)	11475,9	57			

Verificación de la varianza

NO ME DEJA.

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,1) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,117527	0,131306	-0,257356	0,257356
2	-0,029297	0,133108	-0,260887	0,260887
3	0,0172394	0,133219	-0,261105	0,261105
4	0,0464448	0,133257	-0,26118	0,26118
5	-0,0612189	0,133536	-0,261727	0,261727
6	-0,0479196	0,134019	-0,262673	0,262673
7	-0,0961058	0,134314	-0,263252	0,263252
8	-0,106699	0,135495	-0,265565	0,265565
9	-0,103416	0,136936	-0,26839	0,26839
10	-0,085923	0,138276	-0,271016	0,271016
11	-0,0538858	0,139193	-0,272814	0,272814
12	-0,00696799	0,139552	-0,273518	0,273518
13	-0,00199529	0,139558	-0,27353	0,27353
14	0,00859601	0,139559	-0,273531	0,273531
15	0,0389194	0,139568	-0,273549	0,273549
16	-0,127524	0,139755	-0,273915	0,273915
17	0,233595	0,141747	-0,27782	0,27782
18	0,167228	0,148236	-0,290537	0,290537
19	0,033848	0,151454	-0,296844	0,296844

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,307608
DMENOS	0,41653
DN	0,41653
Valor-P	0,0

## 3.2. 1\_05- LN (%D)

○

**Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por IG\_1\_05**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,0153323	1	0,0153323	0,43	0,5138
Intra grupos	1,98857	56	0,0355102		
Total (Corr.)	2,0039	57			

Verificación de la varianza

NO DEJA HACER ANÁLISIS DE LA VARIANZA.

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,1,2)

<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Límite en 95,0% Inferior</i>	<i>Límite en 95,0% Superior</i>
1	-0,145723	0,132453	-0,259604	0,259604
2	-0,0135325	0,135237	-0,265059	0,265059
3	-0,043724	0,13526	-0,265106	0,265106
4	-0,0085792	0,135508	-0,265592	0,265592
5	-0,0339626	0,135518	-0,26561	0,26561
6	-0,0263571	0,135667	-0,265903	0,265903
7	-0,0259651	0,135757	-0,266079	0,266079
8	-0,0306614	0,135844	-0,266249	0,266249
9	-0,0288998	0,135965	-0,266487	0,266487
10	-0,0297783	0,136073	-0,266698	0,266698
11	-0,0296695	0,136187	-0,266922	0,266922
12	-0,0297818	0,136301	-0,267145	0,267145

13	-0,0303092	0,136415	-0,267368	0,267368
14	-0,0840177	0,136533	-0,2676	0,2676
15	0,0558036	0,137437	-0,269372	0,269372
16	-0,156995	0,137834	-0,27015	0,27015
17	0,0775417	0,140936	-0,27623	0,27623
18	0,201616	0,141682	-0,277693	0,277693
19	0,0315161	0,146629	-0,287389	0,287389

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,555186	0,0

## 3.3. 1\_05-%D\_KRUSKAL WALLIS

#### Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por IG\_1\_05

IG_1_05	Tamaño Muestra	Rango Promedio
AF	56	29,25
AM	2	36,5

Estadístico = 0,631674 Valor-P = 0,426741

## 3.4. 1\_10-%D

#### Tabla ANOVA para %D por IG\_1\_10

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1744,94	2	872,471	4,93	0,0107
Intra grupos	9730,93	55	176,926		
Total (Corr.)	11475,9	57			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,38569	0,258747

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	-0,131783	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0407829	0,134734	-0,264074	0,264074
3	-0,0375525	0,13495	-0,264498	0,264498
4	-0,0860625	0,135133	-0,264857	0,264857
5	-0,163404	0,136092	-0,266735	0,266735
6	0,0833776	0,139491	-0,273398	0,273398
7	-0,0551263	0,140363	-0,275107	0,275107
8	-0,0270709	0,140742	-0,27585	0,27585
9	-0,0268484	0,140834	-0,276029	0,276029
10	-0,0257354	0,140923	-0,276205	0,276205
11	-0,031789	0,141006	-0,276367	0,276367
12	0,0116983	0,141131	-0,276613	0,276613
13	-0,105098	0,141148	-0,276646	0,276646
14	-0,00972432	0,142515	-0,279324	0,279324
15	-0,103882	0,142526	-0,279347	0,279347
16	-0,154217	0,143849	-0,281939	0,281939
17	0,215947	0,14672	-0,287567	0,287567
18	0,196964	0,152194	-0,298296	0,298296
19	-0,0394817	0,156603	-0,306936	0,306936

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,311004
DMENOS	0,395893
DN	0,395893
Valor-P	2,54212E-8

### 3.5. 1\_10-%D\_LN (%D)

**Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por IG\_1\_10**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,32613	2	0,163065	5,35	0,0076
Intra grupos	1,67777	55	0,0305049		
Total (Corr.)	2,0039	57			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,76285	0,181109

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	-0,120155	0,132453	-0,259604	0,259604
2	-0,0017	0,134352	-0,263325	0,263325
3	0,00908618	0,134352	-0,263326	0,263326
4	-0,11156	0,134363	-0,263347	0,263347
5	-0,139931	0,135978	-0,266513	0,266513
6	0,0749323	0,138482	-0,27142	0,27142
7	-0,0514079	0,139191	-0,27281	0,27281
8	-0,0253539	0,139524	-0,273462	0,273462
9	-0,0250811	0,139605	-0,273621	0,273621
10	-0,0240691	0,139684	-0,273776	0,273776
11	-0,0289332	0,139756	-0,273918	0,273918
12	0,00628368	0,139861	-0,274124	0,274124
13	-0,0882274	0,139866	-0,274134	0,274134
14	0,00771233	0,140839	-0,276041	0,276041
15	-0,117689	0,140847	-0,276055	0,276055
16	-0,170659	0,142562	-0,279416	0,279416
17	0,19191	0,146102	-0,286355	0,286355
18	0,180383	0,150459	-0,294895	0,294895
19	-0,0208362	0,154207	-0,30224	0,30224

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,64523	0,0

### 3.6. 1\_10-%D\_ KRUSKAL WALLIS

#### Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por IG\_1\_10

IG_1_10	Tamaño Muestra	Rango Promedio
AF	53	30,0849
AM	3	14,5
NF	2	36,5

Estadístico = 4,92352 Valor-P = 0,0852847

### 3.7. 1\_15-%D

#### Tabla ANOVA para %D por IG\_1\_15

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	74,1478	2	37,0739	0,18	0,8367
Intra grupos	11401,7	55	207,304		
Total (Corr.)	11475,9	57			

#### Verificación de la varianza

##### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,178838	0,836726

#### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

##### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,1) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,0987666	0,131306	-0,257356	0,257356
2	-0,0185406	0,132581	-0,259855	0,259855
3	0,00296798	0,132626	-0,259942	0,259942
4	0,00789073	0,132627	-0,259945	0,259945
5	-0,0499228	0,132635	-0,25996	0,25996
6	-0,0458764	0,132959	-0,260595	0,260595
7	-0,109347	0,133231	-0,261129	0,261129
8	-0,120147	0,13477	-0,264144	0,264144

9	-0,11991	0,136604	-0,267739	0,267739
10	-0,102349	0,138407	-0,271273	0,271273
11	-0,0670641	0,139706	-0,273819	0,273819
12	-0,00895027	0,14026	-0,274904	0,274904
13	-0,003275	0,140269	-0,274924	0,274924
14	0,0273084	0,140271	-0,274926	0,274926
15	0,0471534	0,140362	-0,275106	0,275106
16	-0,130737	0,140635	-0,275641	0,275641
17	0,259604	0,142715	-0,279717	0,279717
18	0,166668	0,150637	-0,295244	0,295244
19	0,0419354	0,153784	-0,301411	0,301411

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,263845
DMENOS	0,42581
DN	0,42581
Valor-P	0,0

### 3.8. 1\_15-%D\_LN (%D)

**Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por IG\_1\_15**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0117087	2	0,00585437	0,16	0,8512
Intra grupos	1,99219	55	0,0362217		
Total (Corr.)	2,0039	57			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,161626	0,851162

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,0333109	0,132453	-0,259604	0,259604

2	0,153741	0,1326	-0,259892	0,259892
3	-0,139153	0,135691	-0,265951	0,265951
4	-0,0286933	0,138172	-0,270813	0,270813
5	-0,0867216	0,138277	-0,271018	0,271018
6	-0,0460602	0,139228	-0,272882	0,272882
7	-0,0644314	0,139495	-0,273405	0,273405
8	-0,0615456	0,140016	-0,274427	0,274427
9	-0,0649751	0,14049	-0,275355	0,275355
10	-0,0709584	0,141016	-0,276387	0,276387
11	-0,0651242	0,141641	-0,277612	0,277612
12	-0,0827472	0,142165	-0,278639	0,278639
13	-0,0610752	0,143008	-0,280291	0,280291
14	-0,108666	0,143465	-0,281186	0,281186
15	0,0406741	0,144901	-0,284002	0,284002
16	-0,0348279	0,145102	-0,284394	0,284394
17	0,13892	0,145248	-0,284682	0,284682
18	0,272129	0,147561	-0,289214	0,289214
19	0,1348	0,156117	-0,305985	0,305985

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Normalidad para RESIDUOS**

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,569262	0,0

### 3.9. 1\_15-%D\_KRUSKAL WALLIS

**Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por IG\_1\_15**

IG_1_15	Tamaño Muestra	Rango Promedio
AF	53	29,434
AM	4	28,625
NF	1	36,5

Estadístico = 0,325444 Valor-P = 0,849828



# TIPO 2-TÉCNICA COMPOSTAJE

## 1. TECNICA-%D

**Tabla ANOVA para %D por TÉCNA**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	667,441	1	667,441	3,46	0,0682
Intra grupos	10808,4	56	193,008		
Total (Corr.)	11475,9	57			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de %D en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 3,4581, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de %D entre un nivel de TÉCNA y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	3,4581	0,0681984

### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de %D dentro de cada uno de los 2 niveles de TÉCNA es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,2) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,0977688	0,131306	-0,257356	0,257356
2	0,186259	0,132556	-0,259805	0,259805
3	0,0228309	0,136994	-0,268503	0,268503
4	0,0621482	0,137059	-0,268632	0,268632

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,25859
DMENOS	0,413823
DN	0,413823
Valor-P	0,0

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

**Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por TÉCNA**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,122438	1	0,122438	3,64	0,0614
Intra grupos	1,88146	56	0,0335976		
Total (Corr.)	2,0039	57			

## 2. TÉCNICA-%D\_LN

**Tabla ANOVA para LN\_%D\_ por TÉCNA**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,122438	1	0,122438	3,64	0,0614
Intra grupos	1,88146	56	0,0335976		
Total (Corr.)	2,0039	57			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	3,64424	0,0613926

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,1,2)

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,000704063	0,132453	-0,259604	0,259604
2	0,0952019	0,132453	-0,259604	0,259604
3	-0,241514	0,133648	-0,261947	0,261947
4	-0,0637554	0,141098	-0,276547	0,276547
5	-0,0492335	0,141602	-0,277535	0,277535
6	-0,00937846	0,141902	-0,278123	0,278123
7	-0,046374	0,141913	-0,278145	0,278145
8	-0,0469737	0,142179	-0,278665	0,278665
9	-0,0499732	0,142451	-0,279198	0,279198
10	-0,0552386	0,142758	-0,279801	0,279801
11	-0,0472245	0,143132	-0,280535	0,280535
12	-0,0660806	0,143405	-0,28107	0,28107
13	-0,0399108	0,143939	-0,282115	0,282115
14	-0,113175	0,144133	-0,282495	0,282495
15	0,0473584	0,145683	-0,285535	0,285535
16	-0,105379	0,145953	-0,286063	0,286063
17	0,111418	0,147282	-0,288668	0,288668
18	0,272313	0,148753	-0,291552	0,291552
19	0,118779	0,157256	-0,308217	0,308217

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,664896	1,11022E-16

## 3. TÉCNICA-%D\_KRUSKAL WALLIS

### Prueba de Kruskal-Wallis para LN\_%D\_ por TÉCNA

TÉCNA	Tamaño Muestra	Rango Promedio
PILA	50	30,31
TUNEL	8	24,4375

Estadístico = 1,48015 Valor-P = 0,223749



# TIPO 3-PRESENCIA BPL

## 1. PRESENCIA BPL- FQ-MB

### 1.1. PRESENCIA BPL-pH

**Tabla ANOVA para pH por TIPO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,464133	1	0,464133	0,50	0,4947
Intra grupos	9,24313	10	0,924313		
Total (Corr.)	9,70727	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de pH en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,502139, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de pH entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

#### Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,161405	0,696318

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de pH dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

#### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,1,2)

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,284616	0,301511	-0,590953	0,590953
2	-0,245486	0,325019	-0,637027	0,637027
3	-0,627704	0,341459	-0,669249	0,669249

**El StatAdvisor**

Esta tabla muestra las autocorrelaciones estimadas entre los residuos a diferentes retrasos. El coeficiente de autocorrelación con retraso k mide la correlación entre los residuos al tiempo t y al tiempo t-k. También se muestran límites de probabilidad del 95,0% alrededor de 0. Si los límites de probabilidad a un retraso particular no contienen el coeficiente estimado, hay una correlación estadísticamente significativa a ese retraso al nivel de confianza del 95,0%. En este caso, ninguno de los 24 coeficientes de autocorrelación son estadísticamente significativos, implicando que la serie de tiempo bien puede ser completamente aleatoria (ruido blanco). Puede graficar los

coeficientes de autocorrelación seleccionando Función de Autocorrelación Residual de la lista de Opciones Gráficas.

**Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS**

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,223319
DMENOS	0,172662
DN	0,223319
Valor-P	0,587629

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.2. PRESENCIA BPL-%MOT

**Tabla ANOVA para %MOT por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	1,68001	1	1,68001	<b>0,03</b>	<b>0,8758</b>
Intra grupos	653,061	10	65,3061		
Total (Corr.)	654,741	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de %MOT en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,0257251, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de %MOT entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

○

**Verificación de la varianza**

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,277469	<b>0,60985</b>

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de %MOT dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -0,00000641667

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,0177018	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,0360434	0,288766	-0,565971	0,565971
3	-0,348427	0,28914	-0,566706	0,566706

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,0979162
DMENOS	0,143127
DN	0,143127
Valor-P	0,966565

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.3. PRESENCIA BPL-C/N

**Tabla ANOVA para C\_N por TIPO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,00800833	1	0,00800833	0,00	0,9819
Intra grupos	148,588	10	14,8588		
Total (Corr.)	148,596	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de C\_N en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,000538963, es el cociente entre el estimado

entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de C\_N entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	1,22462	0,294365

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de C\_N dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,2) con constante

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,188718	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,384536	0,298779	-0,585598	0,585598
3	-0,512679	0,337511	-0,661511	0,661511
4	-0,210682	0,39714	-0,778382	0,778382

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,155895
DMENOS	0,179533
DN	0,179533
Valor-P	0,833999

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.4. PRESENCIA BPL-P

**Tabla ANOVA para P ppm por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	1,5476E7	1	1,5476E7	0,80	0,3909
Intra grupos	1,92401E8	10	1,92401E7		
Total (Corr.)	2,07877E8	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de P ppm en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,804365, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de P ppm entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,924619	0,358939

### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de P ppm dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,1) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,132849	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,308855	0,293726	-0,575693	0,575693
3	-0,23972	0,319646	-0,626495	0,626495
4	-0,203108	0,334292	-0,655201	0,655201

**Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS****Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,249095
DMENOS	0,201457
DN	0,249095
Valor-P	0,453711

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.5. PRESENCIA BPL-K

○

**Tabla ANOVA para K ppm por TIPO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1,19511E6	1	1,19511E6	0,12	0,7388
Intra grupos	1,01685E8	10	1,01685E7		
Total (Corr.)	1,0288E8	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de K ppm en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,11753, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de K ppm entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

**Verificación de la varianza****Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,077487	0,786403

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de K ppm dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = 0,00125

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,0630152	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,105729	0,289819	-0,568036	0,568036
3	-0,545222	0,293016	-0,574301	0,574301
4	-0,142655	0,367971	-0,721212	0,721212

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,263766
DMENOS	0,160502
DN	0,263766
Valor-P	0,377847

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.6. PRESENCIA BPL-Ca

Tabla ANOVA para Ca ppm por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	2,28416E7	1	2,28416E7	0,02	0,8792
Intra grupos	9,4009E9	10	9,4009E8		
Total (Corr.)	9,42374E9	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Ca ppm en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,0242972, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Ca ppm entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0907797	0,76936

#### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Ca ppm dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,2) con constante

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,201197	0,288675	-0,565794	0,565794
2	0,265582	0,300133	-0,588252	0,588252
3	-0,451945	0,319117	-0,625459	0,625459
4	-0,0104116	0,368616	-0,722476	0,722476

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,292139
DMENOS	0,180666
DN	0,292139
Valor-P	0,25819

#### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.7. PRESENCIA BPL-Mg

**Tabla ANOVA para Mg ppm por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	138884,	1	138884,	0,01	0,9106
Intra grupos	1,04843E8	10	1,04843E7		
Total (Corr.)	1,04981E8	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Mg ppm en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,0132469, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Mg ppm entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0221127	0,884744

### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Mg ppm dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,1) con constante

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,513305	0,288675	-0,565794	0,565794

2	0,0861439	0,356717	-0,699154	0,699154
3	-0,0768343	0,358446	-0,702543	0,702543
4	-0,0134433	0,359816	-0,705228	0,705228

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,271065
DMENOS	0,205154
DN	0,271065
Valor-P	0,343774

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.8. PRESENCIA BPL- LM (Mg)

**Tabla ANOVA para LN \_Mg\_ por PRESENCIA DE BPL**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,01704	1	0,01704	0,00	0,9579
Intra grupos	58,2361	10	5,82361		
Total (Corr.)	58,2531	11			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0165525	0,90018

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,1) con constante

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,601847	0,288675	-0,565794	0,565794
2	0,463527	0,379082	-0,742989	0,742989
3	-0,529086	0,423689	-0,830418	0,830418

4	0,364065	0,475571	-0,932104	0,932104
---	----------	----------	-----------	----------

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,276933
DMENOS	0,20249
DN	0,276933
Valor-P	0,318076

## 1.9. PRESENCIA BPL-Cd

**Tabla ANOVA para Cd ppm por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,0003	1	0,0003	0,49	0,4980
Intra grupos	0,00606667	10	0,000606667		
Total (Corr.)	0,00636667	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Cd ppm en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,494505, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Cd ppm entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	1,35338	0,271695

### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Cd ppm dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,2) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,0534644	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,264178	0,289499	-0,567409	0,567409
3	-0,392311	0,308936	-0,605504	0,605504
4	-0,0178025	0,347984	-0,682037	0,682037

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,223105
DMENOS	0,160216
DN	0,223105
Valor-P	0,588862

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.10. PRESENCIA BPL-Cu

Tabla ANOVA para Cu por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	285,383	1	285,383	0,10	0,7614
Intra grupos	29299,2	10	2929,92		
Total (Corr.)	29584,6	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Cu en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,0974027, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Cu entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,718627	0,416423

#### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Cu dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -0,00002775

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,317549	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,0122362	0,316448	-0,620229	0,620229
3	-0,309567	0,316488	-0,620306	0,620306
4	0,10311	0,340788	-0,667934	0,667934

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,235115
DMENOS	0,168642
DN	0,235115
Valor-P	0,535656

#### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.11. PRESENCIA BPL- LN (Cu)

**Tabla ANOVA para LN \_Cu\_ por PRESENCIA DE BPL**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,0583873	1	0,0583873	0,11	0,7480
Intra grupos	5,35021	10	0,535021		
Total (Corr.)	5,40859	11			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,705868	0,420453

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,1) con constante

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,0766232	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,308893	0,290365	-0,569106	0,569106
3	-0,497475	0,316567	-0,62046	0,62046
4	0,0697953	0,376113	-0,73717	0,73717

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,134862
DMENOS	0,0883058
DN	0,134862
Valor-P	0,981176

## 1.12. PRESENCIA BPL-Ni

**Tabla ANOVA para Ni por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	9,41641	1	9,41641	0,05	0,8254
Intra grupos	1836,1	10	183,61		
Total (Corr.)	1845,52	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Ni en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,0512847, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Ni entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0113164	0,917386

### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Ni dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -0,00000416667

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,0869561	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,13483	0,29085	-0,570056	0,570056
3	-0,0764459	0,296013	-0,580175	0,580175
4	-0,104733	0,297653	-0,583391	0,583391

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

## Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,401855
DMENOS	0,262015
DN	0,401855
Valor-P	0,0414802

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.13. PRESENCIA BPL- LN (Ni)

**Tabla ANOVA para Hg por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	280,43	1	280,43	0,10	0,7539
Intra grupos	26999,9	10	2699,99		
Total (Corr.)	27280,3	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de Hg en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,103864, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Hg entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,105818	0,75166

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Hg dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -0,0000416667

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,271196	0,288675	-0,565794	0,565794
2	0,0222382	0,309178	-0,605979	0,605979
3	-0,245298	0,309311	-0,606241	0,606241
4	0,131411	0,325119	-0,637222	0,637222

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,41142
DMENOS	0,259465
DN	0,41142
Valor-P	0,0344156

#### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.14. PRESENCIA BPL-Pb

### Tabla ANOVA para Pb por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1273,49	1	1273,49	2,27	0,1627
Intra grupos	5606,71	10	560,671		
Total (Corr.)	6880,2	11			

#### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Pb en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 2,27137, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Pb entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	2,16796	0,171674

#### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Pb dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que

0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,2) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,289257	0,288675	-0,565794	0,565794
2	0,129104	0,311895	-0,611303	0,611303
3	-0,213373	0,316317	-0,61997	0,61997
4	-0,240901	0,328092	-0,643049	0,643049

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,242485
DMENOS	0,141219
DN	0,242485
Valor-P	0,491246

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.15. PRESENCIA BPL-Fe

---

Tabla ANOVA para Fe por TIPO

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	2,07899E6	1	2,07899E6	0,10	0,7618
Intra grupos	2,14175E8	10	2,14175E7		
Total (Corr.)	2,16254E8	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de Fe en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,09707, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Fe entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	1,08453	0,32221

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Fe dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -0,000416667

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,0277296	0,288675	-0,565794	0,565794
2	0,0737756	0,288897	-0,566229	0,566229
3	-0,456076	0,290463	-0,569298	0,569298
4	-0,133272	0,345016	-0,676221	0,676221

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,169898

DMENOS	0,131518
DN	0,169898
Valor-P	0,879077

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.16. PRESENCIA BPL-Cr

**Tabla ANOVA para Cr por TIPO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	14,8741	1	14,8741	0,14	0,7183
Intra grupos	1079,8	10	107,98		
Total (Corr.)	1094,67	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de Cr en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,137749, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Cr entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,138353	0,717685

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Cr dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = 0,00000391667

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,17575	0,288675	-0,565794	0,565794
2	0,000139198	0,297458	-0,583008	0,583008
3	-0,206159	0,297458	-0,583008	0,583008
4	-0,0792147	0,309136	-0,605896	0,605896

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,319904
DMENOS	0,270887
DN	0,319904
Valor-P	0,171586

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.17. PRESENCIA BPL-Mn

### Tabla ANOVA para Mn por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	8601,2	1	8601,2	0,64	0,4408
Intra grupos	133509,	10	13350,9		
Total (Corr.)	142110,	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Mn en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,64424, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Mn entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,150142	0,4408

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Mn dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

**Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS**

Variable de datos: RESIDUOS  
 Modelo: ARIMA(2,0,1) con constante

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,420602	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,402063	0,335883	-0,658321	0,658321
3	0,533069	0,373845	-0,732724	0,732724
4	-0,0783036	0,432574	-0,847832	0,847832

**Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS**

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,196331
DMENOS	0,154357
DN	0,196331
Valor-P	0,74404

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

**1.18. PRESENCIA BPL- LN (Mn)**

Tabla ANOVA para LN \_Mn\_ por PRESENCIA DE BPL

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1,83101	1	1,83101	0,58	0,4627
Intra grupos	31,3893	10	3,13893		
Total (Corr.)	33,2204	11			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,425342	0,528989

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,1) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,153832	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,29395	0,295427	-0,579028	0,579028
3	-0,308369	0,318871	-0,624976	0,624976
4	-0,431842	0,342822	-0,67192	0,67192

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,171495
DMENOS	0,25079
DN	0,25079
Valor-P	0,444426

1.19. PRESENCIA BPL-Zn

**Tabla ANOVA para Zn por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	24678,6	1	24678,6	1,07	0,3262
Intra grupos	231500,	10	23150,0		
Total (Corr.)	256178,	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de Zn en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 1,06603, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Zn entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,23003	0,641818

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Zn dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -0,0000416667

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,0108882	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,177398	0,288709	-0,565861	0,565861
3	-0,172898	0,297654	-0,583393	0,583393
4	-0,19584	0,305909	-0,599572	0,599572

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,203193
DMENOS	0,175505
DN	0,203193
Valor-P	0,704763

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.20. PRESENCIA BPL-Cr VI

**Tabla ANOVA para Cr VI por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,0736333	1	0,0736333	0,06	0,8044
Intra grupos	11,3899	10	1,13899		
Total (Corr.)	11,4636	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Cr VI en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,0646477, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Cr VI entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0192802	0,892323

### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Cr VI dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,1) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,119028	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,226568	0,292736	-0,573754	0,573754
3	-0,295814	0,307002	-0,601714	0,601714
4	-0,261027	0,329901	-0,646594	0,646594

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,399676
DMENOS	0,237575
DN	0,399676
Valor-P	0,0432555

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.21. PRESENCIA BPL-LN (Cr VI)

Tabla ANOVA para LN Cr VI por PRESENCIA DE BPL

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	6,31723	1	6,31723	1,38	0,2675
Intra grupos	45,8227	10	4,58227		
Total (Corr.)	52,1399	11			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,13125	0,312517

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -4,16667E-7

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,00877479	0,288675	-0,565794	0,565794
2	0,0480816	0,288697	-0,565838	0,565838
3	-0,513637	0,289364	-0,567144	0,567144
4	-0,122752	0,357354	-0,700403	0,700403

**Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS****Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,164868
DMENOS	0,162416
DN	0,164868
Valor-P	0,900064

**1.22. PRESENCIA BPL-E. Coli****Tabla ANOVA para Escherichia coli por TIPO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	32674,1	1	32674,1	0,01	0,9114
Intra grupos	2,50919E7	10	2,50919E6		
Total (Corr.)	2,51246E7	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de Escherichia coli en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,0130218, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Escherichia coli entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

**Verificación de la varianza****Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,08359	0,322409

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Escherichia coli dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,0,2) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,0287389	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,0957581	0,288913	-0,566261	0,566261
3	<b>-0,73493</b>	0,291546	-0,571421	0,571421
4	-0,035431	0,418353	-0,819959	0,819959

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,262226
DMENOS	0,321027
DN	0,321027
Valor-P	0,168645

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 1.23. PRESENCIA BPL- LN (E. Coli)

Tabla ANOVA para LN\_E\_coli\_por PRESENCIA BPL\_E coli

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,019924	1	0,019924	<b>0,01</b>	<b>0,9379</b>
Intra grupos	21,3868	7	3,05526		
Total (Corr.)	21,4067	8			

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,0065212	<b>0,937898</b>

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = 4,44444E-7

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,12908	0,333333	-0,653323	0,653323
2	-0,28754	0,338842	-0,664119	0,664119
3	-0,335743	0,364948	-0,715286	0,715286

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,25852
DMENOS	0,389073
DN	0,389073
Valor-P	0,131137

## 1.24. PRESENCIA BPL-Salmonella

**Tabla ANOVA para Salmonella por TIPO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	10,0833	1	10,0833	0,00	0,9985
Intra grupos	2,69671E7	10	2,69671E6		
Total (Corr.)	2,69671E7	11			

**El StatAdvisor**

La tabla ANOVA descompone la varianza de Salmonella en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,00000373912, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Salmonella entre un nivel de TIPO y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P

Levene's	0,625	0,447538
----------	-------	----------

**El StatAdvisor**

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de Salmonella dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,2) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,00992501	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,0219946	0,288704	-0,56585	0,56585
3	-0,729222	0,288843	-0,566123	0,566123
4	0,0147845	0,414799	-0,812992	0,812992

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,329492
DMENOS	0,330677
DN	0,330677
Valor-P	0,145004

**El StatAdvisor**

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 2. PRESENCIA BPL-FITOTOXICIDAD (MEDIAS)

### 2.1. PRESENCIA BPL- 1\_05

**Tabla ANOVA para \_\_05 por TIPO\_1**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	39,2408	1	39,2408	0,08	0,7884
Intra grupos	5160,7	10	516,07		
Total (Corr.)	5199,94	11			

#### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de \_\_05 en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,0760378, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de \_\_05 entre un nivel de TIPO\_1 y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

#### Verificación de la varianza

##### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0580825	0,814422

#### El StatAdvisor

El estadístico mostrado en esta tabla evalúa la hipótesis de que la desviación estándar de \_\_05 dentro de cada uno de los 2 niveles de TIPO\_1 es la misma. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

#### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

##### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,1) con constante

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,0267987	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,21736	0,288882	-0,5662	0,5662
3	-0,38839	0,302204	-0,59231	0,59231
4	-0,232251	0,341275	-0,668887	0,668887

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,320633
DMENOS	0,248306
DN	0,320633
Valor-P	0,169674

### El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de diversas pruebas realizadas para determinar si RESIDUOS puede modelarse adecuadamente con una distribución normal.

Debido a que el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor ó igual a 0,05, no se puede rechazar la idea de que RESIDUOS proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

## 2.2. PRESENCIA BPL- 1\_10

**Tabla ANOVA para \_\_10 por TIPO\_1**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	554,336	1	554,336	0,72	0,4145
Intra grupos	7647,24	10	764,724		
Total (Corr.)	8201,57	11			

### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de \_\_10 en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,724884, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de \_\_10 entre un nivel de TIPO\_1 y otro, con un nivel del 95,0% de confianza.

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,0983849	0,760222

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS  
Modelo: ARIMA(0,0,1) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,083841	0,288675	-0,565794	0,565794
2	-0,17201	0,290697	-0,569757	0,569757
3	-0,548843	0,299059	-0,586146	0,586146
4	-0,0791883	0,373686	-0,732412	0,732412

Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,171631
DMENOS	0,127523
DN	0,171631
Valor-P	0,871419

## 2.3. PRESENCIA BPL- 1\_15

Tabla ANOVA para \_\_15 por TIPO\_1

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	61,0203	1	61,0203	0,15	0,7073
Intra grupos	4087,83	10	408,783		
Total (Corr.)	4148,85	11			

Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,28483	0,283446

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS  
Modelo: ARIMA(0,0,2) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,249436	0,288675	-0,565794	0,565794

2	0,0539556	0,306109	-0,599965	0,599965
3	-0,496645	0,306901	-0,601516	0,601516
4	0,27123	0,367828	-0,720932	0,720932

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,162155
DMENOS	0,117842
DN	0,162155
Valor-P	0,910563

## 3. PRESENCIA BPL- FQ-MB (con todos los datos)

### 3.1. pH

**Tabla ANOVA para pH por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,577161	1	0,577161	0,70	0,4129
Intra grupos	17,3668	21	0,826992		
Total (Corr.)	17,944	22			

#### Verificación de la varianza

##### Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0000348893	0,995343

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,0,0) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,097018	0,208514	-0,408682	0,408682
2	0,0792211	0,210468	-0,41251	0,41251
3	-0,279898	0,21176	-0,415044	0,415044
4	-0,114973	0,227277	-0,445456	0,445456
5	-0,03442	0,229792	-0,450385	0,450385
6	-0,0230748	0,230016	-0,450824	0,450824
7	-0,217308	0,230117	-0,451021	0,451021

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,114317
DMENOS	0,172085
DN	0,172085
Valor-P	0,516487

## 3.2. %MOT

Tabla ANOVA para %MOT por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	5,00916	1	5,00916	0,07	0,7946
Intra grupos	1513,29	21	72,0616		
Total (Corr.)	1518,3	22			

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	1,04346	0,318643

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,0,0) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,097018	0,208514	-0,408682	0,408682
2	0,0792211	0,210468	-0,41251	0,41251
3	-0,279898	0,21176	-0,415044	0,415044
4	-0,114973	0,227277	-0,445456	0,445456
5	-0,03442	0,229792	-0,450385	0,450385
6	-0,0230748	0,230016	-0,450824	0,450824
7	-0,217308	0,230117	-0,451021	0,451021

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,114317
DMENOS	0,172085
DN	0,172085
Valor-P	0,516487

## 3.3. C/N

Tabla ANOVA para C\_N por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0507273	1	0,0507273	0,01	0,9439
Intra grupos	209,799	21	9,99045		
Total (Corr.)	209,85	22			

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,383838	0,542221

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,0,0) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0%	
			Inferior	Superior
1	0,097018	0,208514	-0,408682	0,408682
2	0,0792211	0,210468	-0,41251	0,41251
3	-0,279898	0,21176	-0,415044	0,415044
4	-0,114973	0,227277	-0,445456	0,445456
5	-0,03442	0,229792	-0,450385	0,450385
6	-0,0230748	0,230016	-0,450824	0,450824
7	-0,217308	0,230117	-0,451021	0,451021

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,9382	0,165659

## 3.4. P

---

### Tabla ANOVA para P por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	3,08657E7	1	3,08657E7	0,93	0,3465
Intra grupos	6,98833E8	21	3,32778E7		
Total (Corr.)	7,29698E8	22			

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,740282	0,399287

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,2,2)

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,66532	0,218218	-0,4277	0,4277
2	0,436888	0,299627	-0,587259	0,587259
3	0,256418	0,328564	-0,643975	0,643975
4	0,160784	0,337959	-0,662389	0,662389
5	0,0986363	0,341582	-0,66949	0,66949
6	0,0443938	0,342936	-0,672143	0,672143
7	-0,107076	0,343209	-0,672679	0,672679

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,480369	4,19814E-9

## 3.5. K

---

### Tabla ANOVA para K por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	2,2469E6	1	2,2469E6	0,26	0,6126
Intra grupos	1,7862E8	21	8,50574E6		
Total (Corr.)	1,80867E8	22			

## Verificación de la varianza

### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,000333502	0,985602

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,0,2) con constante

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,245463	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,296398	0,220721	-0,432605	0,432605
3	0,0711254	0,237396	-0,465289	0,465289
4	-0,144194	0,238321	-0,467101	0,467101
5	0,252888	0,242084	-0,474477	0,474477
6	0,0466641	0,25331	-0,496479	0,496479
7	-0,283934	0,253683	-0,497211	0,497211

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,919806	0,0650289

## 3.6. Ca

### Tabla ANOVA para Ca por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	5,81653E7	1	5,81653E7	0,08	0,7777
Intra grupos	1,49424E10	21	7,11544E8		
Total (Corr.)	1,50006E10	22			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,0484743	0,827866

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Caminata aleatoria

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,187305	0,213201	-0,417867	0,417867
2	-0,122395	0,220554	-0,432278	0,432278
3	-0,015403	0,22362	-0,438287	0,438287
4	-0,066336	0,223668	-0,438382	0,438382
5	-0,0621125	0,22456	-0,440131	0,440131
6	0,059141	0,22534	-0,441659	0,441659
7	-0,0382585	0,226044	-0,44304	0,44304

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,93316	0,128511

## 3.7. Mg

#### Tabla ANOVA para Mg por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1,03593E6	1	1,03593E6	0,11	0,7398
Intra grupos	1,92121E8	21	9,14863E6		
Total (Corr.)	1,93157E8	22			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,00714787	0,933424

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Caminata aleatoria

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,101911	0,213201	-0,417867	0,417867
2	0,0469185	0,215404	-0,422184	0,422184
3	-0,0737095	0,215868	-0,423094	0,423094

4	-0,0601915	0,217009	-0,42533	0,42533
5	-0,0219179	0,217766	-0,426815	0,426815
6	-0,228658	0,217866	-0,427011	0,427011
7	-0,0781957	0,228515	-0,447881	0,447881

### Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

#### Pruebas de Normalidad para RESIDUOS

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,919596	0,0643325

## 3.8. Cd

#### Tabla ANOVA para Cd por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,000210804	1	0,000210804	0,55	0,4675
Intra grupos	0,00808485	21	0,000384993		
Total (Corr.)	0,00829565	22			

### Verificación de la varianza

#### Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,547552	0,467512

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

#### Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -1,6087E-8

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	0,351154	0,208514	-0,408682	0,408682
2	0,193687	0,232811	-0,456301	0,456301
3	-0,171051	0,239714	-0,469832	0,469832
4	-0,186089	0,244964	-0,480121	0,480121
5	-0,201127	0,251035	-0,49202	0,49202
6	-0,216165	0,257946	-0,505565	0,505565
7	-0,231203	0,265705	-0,520773	0,520773

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Normalidad para RESIDUOS**

<i>Prueba</i>	<i>Estadístico</i>	<i>Valor-P</i>
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,66906	0,0000014685

### 3.9. Cu

---

**Tabla ANOVA para Cu por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	50,7742	1	50,7742	0,03	0,8690
Intra grupos	38269,9	21	1822,38		
Total (Corr.)	38320,7	22			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,048911	0,827105

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = 0,0000382609

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,0906133	0,208514	-0,408682	0,408682
2	0,0823312	0,21022	-0,412023	0,412023
3	-0,0842282	0,211617	-0,414762	0,414762
4	-0,0533056	0,213069	-0,417609	0,417609
5	-0,183279	0,213648	-0,418744	0,418744
6	0,0462716	0,220378	-0,431935	0,431935
7	0,140725	0,2208	-0,432762	0,432762

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,233502
DMENOS	0,213271
DN	0,233502
Valor-P	0,162894

### 3.10. Ni

---

**Tabla ANOVA para Ni por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	110,288	1	110,288	0,51	0,4818
Intra grupos	4516,61	21	215,076		
Total (Corr.)	4626,89	22			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,74115	0,399016

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = 0,0000116087

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,162035	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,313212	0,213919	-0,419274	0,419274
3	-0,18665	0,233006	-0,456685	0,456685
4	-0,211501	0,239419	-0,469253	0,469253
5	-0,213369	0,247409	-0,484913	0,484913
6	0,272895	0,255284	-0,500348	0,500348
7	0,353025	0,267667	-0,524619	0,524619

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,351989
DMENOS	0,235372
DN	0,351989
Valor-P	0,00669711

## 3.11. Pb

**Tabla ANOVA para Pb por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	608,837	1	608,837	1,70	0,2061
Intra grupos	7512,03	21	357,716		
Total (Corr.)	8120,87	22			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	1,73221	0,202316

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = 1,30435E-7

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,179808	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,187364	0,21515	-0,421688	0,421688
3	-0,119005	0,222131	-0,43537	0,43537
4	0,163418	0,224886	-0,440769	0,440769
5	-0,0289569	0,229991	-0,450775	0,450775
6	-0,00561778	0,23015	-0,451086	0,451086
7	0,137629	0,230156	-0,451098	0,451098

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,198952
DMENOS	0,13642
DN	0,198952
Valor-P	0,324488

### 3.12. Fe

---

**Tabla ANOVA para Fe por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	261306,	1	261306,	<b>0,01</b>	<b>0,9270</b>
Intra grupos	6,38436E8	21	3,04017E7		
Total (Corr.)	6,38698E8	22			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	2,14355	<b>0,15798</b>

### Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,2) con constante

<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Límite en 95,0% Inferior</i>	<i>Límite en 95,0% Superior</i>
1	0,0651356	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,23799	0,209397	-0,410412	0,410412
3	-0,0739133	0,220845	-0,432848	0,432848
4	-0,17719	0,221918	-0,434951	0,434951
5	-0,0370059	0,227986	-0,446845	0,446845
6	0,11898	0,228247	-0,447356	0,447356
7	-0,0266742	0,230928	-0,452611	0,452611

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,13969
DMENOS	0,106202
DN	0,13969
Valor-P	0,76053

## 3.13. Cr

**Tabla ANOVA para Cr por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	48,0092	1	48,0092	0,23	0,6348
Intra grupos	4338,76	21	206,608		
Total (Corr.)	4386,77	22			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,230547	0,636082

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(2,0,1) con constante

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,0437418	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,18475	0,208913	-0,409463	0,409463
3	-0,0553146	0,2159	-0,423156	0,423156
4	-0,055526	0,216515	-0,424362	0,424362
5	-0,103727	0,217133	-0,425574	0,425574
6	-0,0780412	0,219277	-0,429776	0,429776
7	-0,00739639	0,220481	-0,432136	0,432136

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,317957
DMENOS	0,267438
DN	0,317957
Valor-P	0,0191147

## 3.14. Mn

Tabla ANOVA para Mn por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	7005,77	1	7005,77	0,67	0,4238
Intra grupos	221082,	21	10527,7		
Total (Corr.)	228088,	22			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,018981	0,891734

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,2) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,129131	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,0628441	0,211963	-0,41544	0,41544
3	-0,0782191	0,212771	-0,417025	0,417025
4	0,142522	0,214018	-0,419468	0,419468
5	-0,328766	0,218105	-0,42748	0,42748
6	-0,0599882	0,238682	-0,467808	0,467808
7	0,0341684	0,239336	-0,469091	0,469091

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,161456
DMENOS	0,0977304
DN	0,161456
Valor-P	0,586436

## 3.15. Zn

**Tabla ANOVA para Zn por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	6355,38	1	6355,38	0,32	0,5765
Intra grupos	414745,	21	19749,8		
Total (Corr.)	421101,	22			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0976946	0,757697

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -0,0000652174

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,0917577	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,202965	0,210263	-0,412108	0,412108
3	0,0442405	0,218615	-0,428479	0,428479
4	-0,243298	0,219004	-0,429241	0,429241
5	-0,281072	0,230456	-0,451687	0,451687
6	0,222016	0,244908	-0,480011	0,480011
7	0,220007	0,253507	-0,496866	0,496866

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,186376
DMENOS	0,131087
DN	0,186376
Valor-P	0,406337

## 3.16. Hg

**Tabla ANOVA para Hg por TIPO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	782,459	1	782,459	0,10	0,7596
Intra grupos	170910,	21	8138,58		
Total (Corr.)	171693,	22			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,0964401	0,759205

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = -1,54466E-15

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	0,043308	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,213738	0,208905	-0,409447	0,409447
3	-0,219204	0,218206	-0,427677	0,427677
4	-0,231382	0,227579	-0,446047	0,446047
5	0,0971787	0,237587	-0,465663	0,465663
6	0,15774	0,239309	-0,469038	0,469038
7	-0,10136	0,243788	-0,477816	0,477816

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,408665
DMENOS	0,304289
DN	0,408665
Valor-P	0,000921811

## 3.17. Cr VI

Tabla ANOVA para Cr VI por TIPO

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	0,0181345	1	0,0181345	0,02	0,8983
Intra grupos	22,7524	21	1,08345		
Total (Corr.)	22,7706	22			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,099618	0,755404

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(1,1,2)

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,0537269	0,213201	-0,417867	0,417867
2	0,0797101	0,213815	-0,419071	0,419071
3	-0,204241	0,215162	-0,42171	0,42171
4	-0,0796654	0,223801	-0,438642	0,438642
5	0,148757	0,225086	-0,441162	0,441162
6	-0,148154	0,229511	-0,449835	0,449835
7	0,0734591	0,233818	-0,458276	0,458276

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,355663
DMENOS	0,235926
DN	0,355663
Valor-P	0,00594229

## 3.18. E. Coli

Tabla ANOVA para Escherichia coli por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	297352,	1	297352,	0,16	0,6929
Intra grupos	3,89416E7	21	1,85436E6		
Total (Corr.)	3,92389E7	22			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,158318	0,694726

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Caminata aleatoria

			Límite en 95,0%	Límite en 95,0%
Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Inferior	Superior
1	-0,0619197	0,213201	-0,417867	0,417867
2	-0,164029	0,214017	-0,419466	0,419466
3	-0,124148	0,219657	-0,43052	0,43052
4	-0,0422121	0,222823	-0,436726	0,436726
5	-0,155387	0,223186	-0,437438	0,437438
6	0,148992	0,228051	-0,446972	0,446972
7	-0,0230783	0,232433	-0,455562	0,455562

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,377959
DMENOS	0,228754
DN	0,377959
Valor-P	0,00280017

## 3.19. Salmonella

Tabla ANOVA para Salmonella por TIPO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	25264,3	1	25264,3	0,01	0,9092
Intra grupos	3,98538E7	21	1,8978E6		
Total (Corr.)	3,98791E7	22			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,0133124	0,90924

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,2) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,0667547	0,208514	-0,408682	0,408682
2	-0,123311	0,209442	-0,410499	0,410499
3	-0,0675746	0,212575	-0,416639	0,416639
4	-0,0277205	0,213507	-0,418466	0,418466
5	-0,119229	0,213663	-0,418773	0,418773
6	-0,0892189	0,216536	-0,424404	0,424404
7	-0,0380208	0,218129	-0,427525	0,427525

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,445309
DMENOS	0,271628
DN	0,445309
Valor-P	0,000218515

## 4. PRESENCIA BPL- FITOTOXICIDAD (CON TODOS LOS DATOS)

### 4.1. PRESENCIA BPL- 1\_05

**Tabla ANOVA para IG 1\_05 por TIPO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	469,876	1	469,876	0,57	0,4683
Intra grupos	8269,29	10	826,929		
Total (Corr.)	8739,17	11			

Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,737949	0,410438

Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Tendencia lineal =  $-9,34078 + 1,5382 t$

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	0,0450328	0,204124	-0,400077	0,400077
2	-0,363991	0,204538	-0,400887	0,400887
3	-0,247877	0,229949	-0,450692	0,450692
4	-0,164485	0,240825	-0,472009	0,472009
5	0,144601	0,245461	-0,481096	0,481096
6	0,257305	0,248985	-0,488003	0,488003
7	0,00276276	0,259829	-0,509256	0,509256
8	-0,192211	0,25983	-0,509258	0,509258

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,193968
DMENOS	0,12452
DN	0,193968
Valor-P	0,329369

## 4.2. PRESENCIA BPL- 1\_10

**Tabla ANOVA para IG 1\_10 por TIPO 1**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	508,024	1	508,024	0,56	0,4636
Intra grupos	20082,2	22	912,827		
Total (Corr.)	20590,2	23			

## Verificación de la varianza

**Verificación de Varianza**

	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>
Levene's	0,642897	0,43124

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

**Autocorrelaciones Estimadas para residuos**

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: Media constante = 0,0000154167

			<i>Límite en 95,0%</i>	<i>Límite en 95,0%</i>
<i>Retraso</i>	<i>Autocorrelación</i>	<i>Error Estd.</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
1	-0,0148269	0,204124	-0,400077	0,400077
2	-0,0460297	0,204169	-0,400165	0,400165
3	-0,44689	0,204601	-0,401011	0,401011
4	-0,123843	0,241876	-0,474069	0,474069
5	0,0461093	0,244504	-0,47922	0,47922
6	0,248924	0,244866	-0,479929	0,479929
7	-0,0592161	0,255192	-0,500168	0,500168
8	-0,0518975	0,255764	-0,501289	0,501289

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

## Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	Normal
DMAS	0,146169
DMENOS	0,144519
DN	0,146169
Valor-P	0,684329

## 4.3. PRESENCIA BPL- 1\_15

Tabla ANOVA para IG 1\_15 por TIPO\_1

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	563,764	1	563,764	0,89	0,3551
Intra grupos	13896,1	22	631,64		
Total (Corr.)	14459,8	23			

## Verificación de la varianza

## Verificación de Varianza

	Prueba	Valor-P
Levene's	0,848861	0,366868

## Pronósticos automáticos de los RESIDUOS-autocorrelaciones estimadas de RESIDUOS

## Autocorrelaciones Estimadas para residuos

Variable de datos: RESIDUOS

Modelo: ARIMA(0,0,1) con constante

Retraso	Autocorrelación	Error Estd.	Límite en 95,0% Inferior	Límite en 95,0% Superior
1	-0,106359	0,204124	-0,400077	0,400077
2	-0,152777	0,20642	-0,404577	0,404577
3	-0,171806	0,211079	-0,413708	0,413708
4	-0,185222	0,216828	-0,424975	0,424975
5	0,167202	0,223323	-0,437706	0,437706
6	-0,0125509	0,228479	-0,447812	0,447812
7	0,0758677	0,228508	-0,447869	0,447869
8	-0,14196	0,229555	-0,449921	0,449921

## Ajuste de datos no censurados-RESIDUOS

**Pruebas de Bondad-de-Ajuste para RESIDUOS**

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

	<i>Normal</i>
DMAS	0,130413
DMENOS	0,0798241
DN	0,130413
Valor-P	0,808999

## ANEXO III. REPORTAJE FOTOGRÁFICO

---

1. ENSAYO DE BIODEGRADABILIDAD EN LABORATORIO



Figura 0.1. Vista frontal del sistema de lavadores de gas, digestores y baño.



Figura 0.2. Vista de la instalación completa.

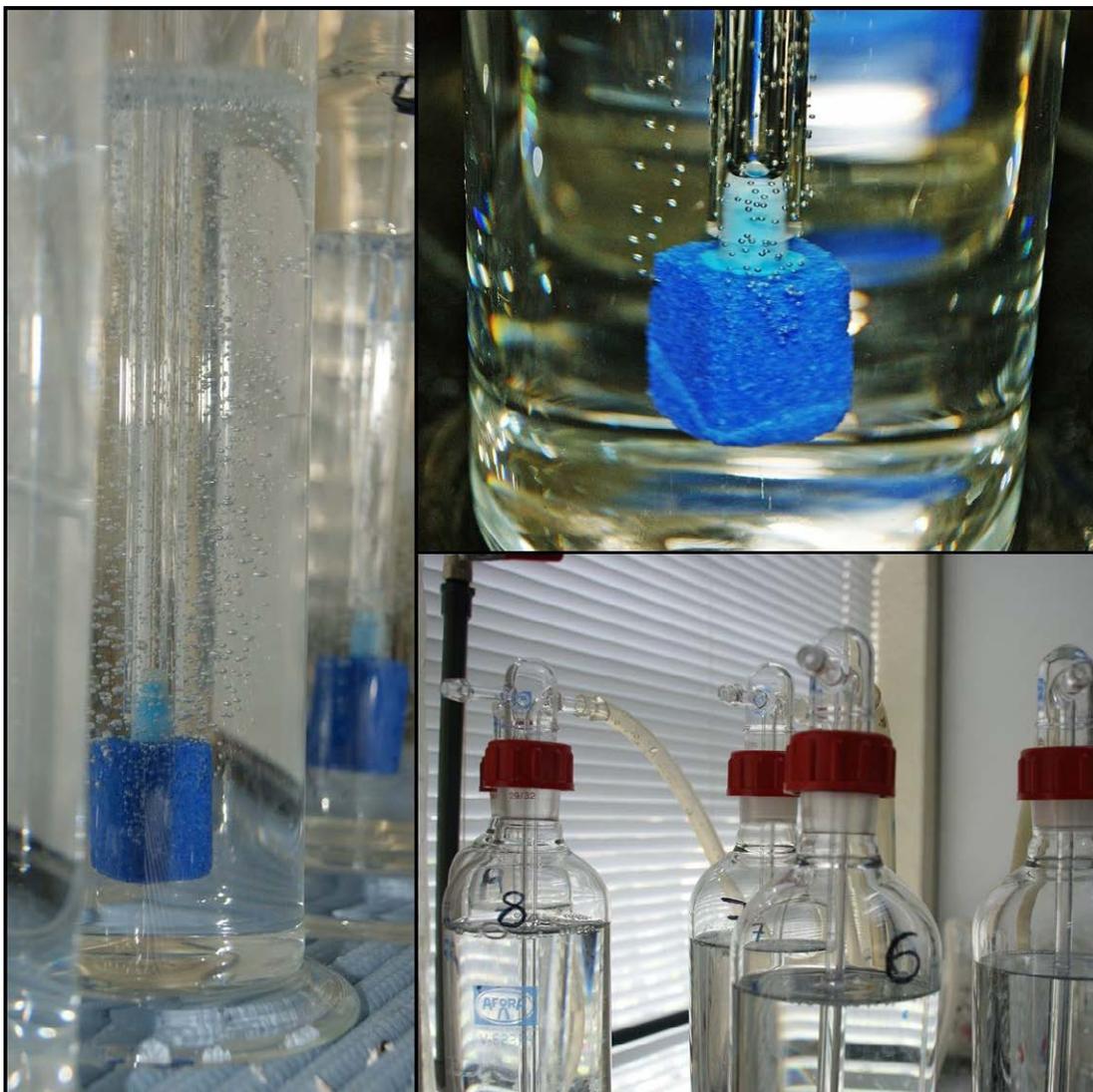


Figura 0.3. Detalle de lavadores de gas.



Figura 0.4. Detalles de extractos del compost para el control del pH, valoraciones, agitación periódica de cada digestor.

2. ESTUDIO DE DEGRADACIÓN: COMPOSTAJE EN PILA



Figura 0.5. Disposición de las muestras en el interior de la pila.



Figura 0.6. Vista de la pila, muestras y nave de fermentación de Torija.



Figura 0.7. Vista de la pila de ensayo.



Figura 0.8. Volteo de la pila mediante la pala.



Figura 0.9. Vista de una de las muestras en la superficie de la pila durante el compostaje.



Figura 0.10. Rescate de las muestras de la fracción rechazo tras el afino del compost



Figura 0.11. Toma del peso seco de una de las muestras rescatadas.



Figura 0.12. Detalle de una de las muestras rescatadas.

3. ESTUDIO DE DEGRADACIÓN: COMPOSTAJE EN TÚNEL



Figura 0.13. Homogenización de la FORSU tras la caracterización.



Figura 0.14. Preparación de las UC.



Figura 0.15. Carga del túnel de la planta de Arenas de San Pedro.



Figura 0.16. Vista del suelo del túnel y las toberas para la salida de aire.



Figura 0.17. Descarga del túnel.



Figura 0.18. Formación de la pila de maduración.



Figura 0.19. UC localizada durante la formación de la pila de maduración.



Figura 0.20. Pila de maduración.



**Figura 0.21. Primer cribado de la UC.**



**Figura 0.22. Detalle del rechazo de las UC tras su cribado.**



Figura 0.23. Muestras de MB tras el cribado de las UC.

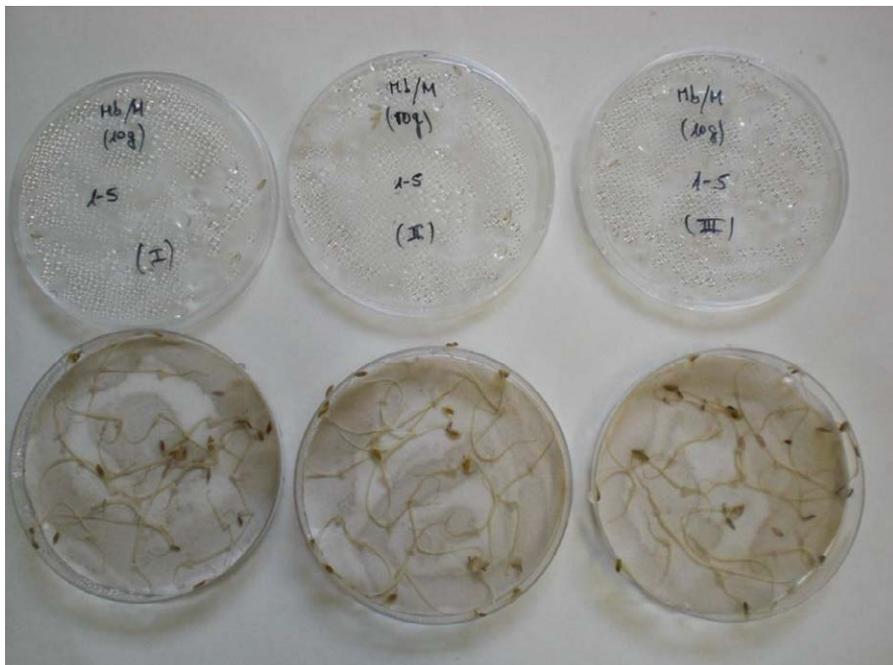


Figura 0.24. Ensayo para el análisis de fitotoxicidad. Vista de tres placas petri con las plántulas de *Lactuca sativa* germinadas.



Figura 0.25. Medición de la radícula e hipocotilo de la plántula.



Figura 0.26. Vista de muestra rescatada tras el cribado de la UC.